



UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA

Departamento de Ecología
Facultad de Ciencias Biológicas
Universidad Complutense de Madrid
Departamento de Ecología
José Antonio Nováis, 12
28004, Madrid, Spain
jimenezmd@bio.ucm.es
Tel: (34) 91394802
Fax: (34) 91 394 5081

MARÍA DOLORES JIMÉNEZ ESCOBAR, Profesora Ayudante Doctor en el Departamento de Ecología de la Universidad Complutense de Madrid, directora de la presente Tesis doctoral,

HACE CONSTAR:

Que el trabajo descrito en la presente memoria, titulado “**Procesos ecológicos implicados en el ensamblaje de comunidades en taludes de carretera y su aplicación a la restauración ecológica**”, ha sido realizado por D.^a Rocío de Torre Ceijas, dentro del Programa de Doctorado Ecología. Conservación y Restauración de Ecosistemas, adscrito al Departamento de Ciencias de la Vida, de la Universidad de Alcalá. Esta tesis reúne todos los requisitos propios de este tipo de trabajo: rigor científico, aportaciones novedosas y aplicación de una metodología adecuada. Por lo tanto, doy mi Visto Bueno a la presentación de dicha Tesis Doctoral.

Madrid, 4 de junio de 2014

María Dolores Jiménez Escobar



UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA

Departamento de Ecología
Facultad de Ciencias Biológicas
Universidad Complutense de Madrid
Departamento de Biología Vegetal I
José Antonio Nováis, 2
28004, Madrid, Spain

LUÍS BALAGUER NÚÑEZ, Profesor Titular en el Departamento de Biología Vegetal I de la Universidad Complutense de Madrid, director de la presente Tesis Doctoral, falleció en Madrid el 19 de marzo de 2014. Por lo tanto, yo, **MARÍA DOLORES JIMÉNEZ ESCOBAR** como directora de la presente tesis me comprometo a supervisar la tesis en su totalidad y asimismo, **hago constar que:**

El profesor Balaguer dirigió conmigo la presente Tesis Doctoral y participó activamente en todas las fases de la misma hasta el final. Luis confió en la capacidad de Rocío de Torre para llevar a cabo cada uno de los trabajos que se desarrollan en ésta tesis y mantuvo la ilusión y la certeza de que ésta tesis alcanzaría la calidad suficiente para superar con éxito la etapa de defensa. Sin duda, ésta tesis no habría sido posible sin su perspectiva de futuro, su ilusión y su constante apoyo científico, por lo que solicito que se mantenga como co-director de la misma.

Madrid, 4 de junio de 2014

María Dolores Jiménez Escobar



UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA VEGETAL I

Departamento Biología Vegetal I
Facultad de Ciencias Biológicas
Universidad Complutense de Madrid
Departamento de Biología Vegetal I
José Antonio Nováis, 12
28004, Madrid, Spain

LUÍS BALAGUER NÚÑEZ, Profesor Titular en el Departamento de Biología Vegetal I de la Universidad Complutense de Madrid, director de la presente Tesis doctoral, falleció en Madrid el 19 de marzo de 2014.

HACE CONSTAR:

Que el trabajo descrito en la presente memoria, titulado “**Procesos ecológicos implicados en el ensamblaje de comunidades en taludes de carretera y su aplicación a la restauración ecológica**”, ha sido realizado por D.^a Rocío de Torre Ceijas, dentro del Programa de Doctorado Ecología. Conservación y Restauración de Ecosistemas, adscrito al Departamento de Ciencias de la Vida, de la Universidad de Alcalá. Esta tesis reúne todos los requisitos propios de este tipo de trabajo: rigor científico, aportaciones novedosas y aplicación de una metodología adecuada. Por lo tanto, doy mi Visto Bueno a la presentación de dicha Tesis Doctoral.

Madrid, 4 de junio de 2014

Luís Balaguer Núñez

GONZALO PÉREZ SUÁREZ, Director del Departamento de Ciencias de la Vida de la Universidad de Alcalá,

HACE CONSTAR:

Que el trabajo descrito en la presente memoria, titulado “**Procesos ecológicos implicados en el ensamblaje de comunidades en taludes de carretera y su aplicación a la restauración ecológica**”, ha sido realizado por D.^a Rocío de Torre Ceijas, dentro del Programa de Doctorado Ecología. Conservación y Restauración de Ecosistemas, adscrito al Departamento de Ciencias de la Vida, de la Universidad de Alcalá, reúne todos los requisitos necesarios para su aprobación como Tesis doctoral, por acuerdo del Consejo de Departamento celebrado el día 27 de mayo de 2014.

Alcalá de Henares, 5 de junio de 2014

Gonzalo Pérez Suárez



**Departamento de Ciencias de la Vida
Unidad Docente de Ecología**



Departamento de Ecología

Procesos ecológicos implicados en el ensamblaje de comunidades de taludes de carretera y su aplicación a la restauración ecológica

Memoria presentada para optar al grado de Doctora
por la Universidad de Alcalá

Programa de Doctorado:
“Ecología, Conservación y Restauración de Ecosistemas” (D330)

Rocío de Torre Ceijas

Directora: María Dolores Jiménez Escobar

Co-director: Luís Balaguer Núñez

Alcalá de Henares, julio 2014

La presente tesis doctoral ha sido financiada por una beca asociada al proyecto CLEAM AIE-156/2007 (CENIT 2007/2017) concedido por el Ministerio de Economía y Competitividad de España. Asimismo, los estudios realizados han recibido financiación del Gobierno Regional de la Comunidad de Madrid a través de la Red REMEDINAL2-CM (S2009/AMB-1783) y el apoyo del proyecto ECONET (CDTI IDI-20120317).

*A mis padres: Rosa y Lucas,
a mis directores: Luís y Mariló,
y a Dani,
por creer en mí*

Agradecimientos

Me llena de satisfacción escribir esta parte fundamental de la tesis porque significa que estoy cerca del final de esta experiencia. Estoy en el avión que me trae a España desde su antípoda, Nueva Zelanda, espero que me aporte una buena perspectiva a través de las escalas temporales y espaciales para escribir unos agradecimientos a la altura de las circunstancias.

La tesis está siendo un complejo viaje, en el que me han acompañado muchas personas, algunas de ellas durante todo el recorrido, otras me acompañaron una parte..., todas ellas han contribuido emocional y/o académicamente a la realización de la presente tesis doctoral.

Luís Balaguer, me animó a emprender este apasionante camino, aunque lamentablemente no ha podido acabarlo a mi lado. No obstante, su entusiasmo por la ciencia y la restauración ecológica, queda parcialmente plasmado en esta tesis, y forma parte inexorable de mí ser. A él le dedico esta tesis y el más profundo agradecimiento por enseñarme, entre otras muchas cosas a utilizar las gafas de los procesos ecológicos, y aunque tengo que seguir practicando, nunca olvidaré que fue Luís quien me hizo abrir los ojos. Compañero, nos vemos en el jardín de nuestras delicias, que seguro que hay que restaurarlo.

Marga Costa, agudizó mi interés por la botánica y la ecología durante mis últimos años de carrera. Me siento muy afortunada de haber disfrutado de su compañía en el plano personal y como la magnífica botánica que fue. Gracias Marga por lo momentos vividos, te echamos de menos y sentimos tu ausencia en la universidad, en los muestreos y sobre todo, en la vida cotidiana.

María Dolores Jiménez Escobar, ha codirigido este camino lleno de dificultades con determinación y positivismo, siendo fundamental para sacarme del hoyo cuando ha sido necesario. Mi más sincera gratitud Mariló.

Miguel Ángel Casado, ha sido un compañero de viaje excepcional, prestándose en todo momento a colaborar para seguir avanzando. Sin su ayuda y sin su apoyo científico y moral, hubiera sido imposible llegar a buen puerto. Mil gracias Míguel.

Ignacio Mola Caballero de Rodas, ha sido el perfecto enlace entre la empresa OHL y la universidad, y sus múltiples destrezas en los ámbitos de la botánica, del diseño gráfico y de la fotografía, entre otras, han enriquecido sobremanera esta tesis. Muchas gracias Iñaki.

El resto de la tripulación que forma parte el equipo de investigación, le ha dado sentido al viaje: Ana Vázquez, gracias por tu oído, atendiendo a lo que necesitaba en cada momento; Sandra Magro, gracias por tu gusto por la cooperación, Juan María Arenas, gracias por tu olfato estadístico y tu “R que R”; Agustina Ventre, gracias por tu tacto, tus palabras amables y sabias son como caricias; Adrián Escribano, gracias por tu vista para cazar novedades científicas refrescantes; Carlos Granado, gracias por tu gran sentido común y científico que siempre me ha ilustrado; Katty Carrillo, gracias por tu sensibilidad.

Enrique García de la Riva, Irene Martín Forest, Irene Cordero, Daniela Gaspar y Javi Barriga, han viajado en vagones cercanos, infinitas gracias por vuestra ayuda, ánimo y sonrisas durante el recorrido.

Debo presentar mi gratitud a los integrantes del Departamento de Biología Vegetal I de la UCM, y en especial a Ana Buades, por su agradable compañía y su participación en los muestreos de El Molar. También quiero dar las gracias al Departamento de Ecología de la UCM al completo (en especial a Jesús Barandica, Juan Antonio Delgado, José Serrano, Sara, Epi...), por vuestras caras amables y vuestra colaboración en todo momento con los polizones. Asimismo, Esther Pérez Corona siempre se mostró dispuesta a colaborar en mi trabajo, cediéndonos el laboratorio para el análisis de muestras y facilitando el contacto con otros investigadores extranjeros. Gracias Esther por tu apoyo y tus buenos consejos. Gracias a Álvaro, Dolores y Mónica del Departamento de Zoología y Antropología de la UCM, por haberme ayudado como compañeros de proyecto. Gracias también a los distintos Centros de apoyo a la investigación de la UCM, por su apoyo y su buen hacer en los diferentes análisis y procesado de muestras y de datos.

Gracias a Alberto Vázquez de Castro por su asistencia en el laboratorio y el trabajo de campo, a Rocío Marugán y a David A. Ramírez por la determinación de la densidad de estomas y a Esteban Manrique por posibilitarnos la realización de los análisis de pigmentos en el CCMA.

Agradezco también a Luis E. San Joaquín Polo, Eva M. González Gutiérrez y Lucía Martínez Martínez su colaboración en la puesta a punto de las distintas metodologías de estima de coberturas desarrolladas durante sus trabajos fin de master en el grupo de investigación de ecología evolutiva vegetal y restauración ecológica de la universidad Complutense. Asimismo, quiero agradecer a Silvia Murillo su participación en los muestreos de aves, a primera hora de la mañana y con temperaturas propias de Siberia.

También quiero dar las gracias al equipo del proyecto Oasis (Pablo Ruíz-Capillas, Desiré Rivera, Berta Jaúregui y Begoña Peco, entre otros) y a la empresa OHL en general y a la Sección de Restauración ecológica del Departamento de I+D+i en particular, por su apoyo científico y/o económico y además, por su buena disposición en lo que respecta al intercambio de información, con un objetivo común: el avance científico en la disciplina de la restauración ecológica de entornos afectados por las infraestructuras lineales.

De mis estancias por tierras extranjeras, quiero agradecer a Cristina Alacreu y David Argibay y al resto de la “*Spanish Community*” por su cálida acogida en Wageningen y, a Milena Holmgren por ser una anfitriona científica sobresaliente. En Aotearoa, he encontrado un estimulante equipo en lo científico, lo deportivo y lo social: Maud Ceuterick, Mahdis Azarmandi, Santiago Rodríguez y Gon Nido, gracias por alegrarme los días en Otago, vamos a por la segunda temporada.

Gracias a Pablo Tejero, Ramón Perea, Nacho Álvarez, Nacho Martín, Pablos Cobos, William Fonseca, otros caballeros y caballeras biólogo@s, ingenier@s de Montes y Forestales, restaurador@s, educador@s del Real Jardín Botánico de Madrid, por compartir el tiempo al aire libre y maravillarnos junt@s una y otra vez de la flora y fauna y de los ecosistemas.

Quiero agradecerles a mis padres y a mi familia el haberme preparado desde mis comienzos para la aventura, ya que me han inculcado un gran aprecio por la libertad y responsabilidad a partes iguales. También es una suerte haber contado con unos padres que me han demostrado su apoyo incondicional en todo momento. Os quiero.

Gracias biolok@s, por aportarme la alegría de vivir.

Gracias Henar, por llenarme el equipaje de belleza.

Gracias Mariví y Paco, porque “grano no hace granero, pero ayuda al compañero”.

Gracias Ana Guerrero, porque tu trabajo es de apoyo a la investigación, nos tiendes la mano para que salgamos de este tren después de un extenuante viaje.

Gracias Dani, sin tu apoyo emocional y científico, no voy a ningún lado.

Mis disculpas porque seguro que se me olvidan muchas personas a las que quiero y debo agradecer su inestimable ayuda en esta tesis, pero espero encontrarlos en las montañas, en los valles, en las playas, en los pasillos, en los bares, en las verbenas o en los taludes y deciros: GRACIAS.

Este viaje se acaba, pero la actitud permanece: la pasión por aprender, las ganas incesantes de nuevas aventuras, la admiración por la naturaleza y la intención de contribuir a la restauración ecológica de los ecosistemas. Gracias a tod@s.

*“La vida es como andar en bicicleta:
para mantener el equilibrio debes seguir en movimiento”*
Albert Einstein

ÍNDICE

RESUMEN	1
SUMMARY	7
INTRODUCCIÓN GENERAL	13
BIBLIOGRAFÍA	24
OBJETIVOS	31
CAPÍTULO I. Papel de las plantaciones en el proceso de dispersión de semillas mediado por aves en taludes de carretera	35
RESUMEN	36
INTRODUCCIÓN	37
MATERIAL Y MÉTODOS	39
RESULTADOS	44
DISCUSIÓN	49
CONCLUSIONES	51
BIBLIOGRAFÍA	52
CAPÍTULO II. Efectos de plantaciones de especies leñosas y el contexto ambiental sobre el ensamblaje de comunidades en taludes de carretera	57
RESUMEN	58
INTRODUCCIÓN	59
MATERIAL Y MÉTODOS	61
RESULTADOS	66
DISCUSIÓN	76
CONCLUSIONES	80
BIBLIOGRAFÍA	81
ANEXO I. Valores de las variables edáficas y de vegetación.	86
ANEXO II. Listado de especies presentes en los terraplenes y en las matrices adyacentes.	90
ANEXO III. Ajuste de las variables edáficas y de los factores para cada año en la ordenación NMDS para la composición de especies.	96

CAPÍTULO III. Efectos de los contaminantes procedentes del tráfico sobre las características morfológicas y fisiológicas de <i>Dactylis glomerata</i> L.	97
RESUMEN	98
INTRODUCCIÓN	99
MATERIAL Y MÉTODOS	101
RESULTADOS	107
DISCUSIÓN	114
CONCLUSIONES	118
BIBLIOGRAFÍA	119
CAPÍTULO IV. Optimización metodológica para la estima de coberturas en taludes de carretera a partir de fotografías digitales	127
RESUMEN	128
INTRODUCCIÓN	129
MATERIAL Y MÉTODOS	130
RESULTADOS	139
DISCUSIÓN	142
CONCLUSIONES	144
BIBLIOGRAFÍA	145
ANEXO I. Series fotográficas de las 10 parcelas.	148
CAPÍTULO V. Regulación de las condiciones microclimáticas en taludes de carretera a través de diferentes tipos de cobertura del terreno	159
RESUMEN	160
INTRODUCCIÓN	161
MATERIAL Y MÉTODOS	163
RESULTADOS	169
DISCUSIÓN	183
CONCLUSIONES	187
BIBLIOGRAFÍA	188
ANEXO I. Valores mensuales de las coberturas para cada mes obtenidos por interpolación.	193
ANEXO II. Ejemplo de ajuste de una serie temporal a un Modelo ARIMA.	195
ANEXO III. Árboles de decisión de tipo CHAID exhaustivo.	199
DISCUSIÓN GENERAL	205
BIBLIOGRAFÍA	214
CONCLUSIONES	219
CONCLUSIONS	225

RESUMEN

Resumen

En la presente tesis doctoral se estudian algunos de los procesos ecológicos que dirigen el funcionamiento de especies y comunidades en taludes de carretera bajo condiciones de clima mediterráneo, y sus implicaciones en la restauración ecológica.

En los dos primeros capítulos se evalúa si una medida de restauración estándar como son las plantaciones de leñosas ornamentales cumplen funciones de tipo ecológico. En concreto, en el **Capítulo I** se evalúa si las plantaciones pueden actuar como atractores de aves frugívoras presentes en la zona, reforzando el proceso de la dispersión de semillas. Para ello, se muestreó las aves presentes en terraplenes con y sin plantaciones, se valoró la dispersión de semillas por aves mediante el conteo e identificación de semillas en sus excrementos y se cuantificó la densidad de plantas leñosas con y sin frutos carnosos en las matrices adyacentes a la carretera. Nuestros resultados mostraron que las plantaciones actuaron como atractores selectivos de las aves frugívoras presentes, suministrándoles posadero y comida, dado que se detectaron excrementos con semillas procedentes de los arbustos ornamentales plantados. Asimismo, la abundancia de aves frugívoras estuvo relacionada positivamente con la abundancia de especies leñosas con frutos carnosos en las matrices adyacentes. Sin embargo, en una comunidad de aves dominada por aves granívoras, la abundancia de frugívoros no pareció suficiente para mejorar la dispersión de semillas, pues no se detectaron semillas procedentes de las matrices cercanas en los excrementos de las aves. Por todo ello, la medida en el contexto estudiado no mejora la conectividad entre los taludes de carretera y su entorno, por el desajuste entre las acciones locales y el paisaje agrícola circundante. En el **Capítulo II** se analiza si las mismas plantaciones pueden actuar como moduladores de filtros ambientales a través de cambios en las características locales de suelo, mejorando la fertilidad en su entorno inmediato y, en consecuencia generar diferencias en la composición de especies que crecen fuera y dentro de las plantaciones. Con este fin, se realizó un seguimiento de las variables edáficas y de la dinámica de la vegetación (cobertura, riqueza, diversidad y composición de especies) en los terraplenes dentro y fuera de las plantaciones. Además, se valoró la importancia relativa de las características florísticas de las matrices circundantes en el proceso de ensamblaje de las comunidades presentes en los taludes. Nuestros resultados desvelaron que las plantaciones experimentales tuvieron cierto efecto sobre las variables edáficas el primer año, que desaparecieron con el tiempo. La composición de especies no

se vio afectada por las plantaciones. En resumen, los resultados de los dos primeros capítulos indican que los efectos de éstas medidas locales de restauración sobre el ensamblaje de comunidades (tanto de aves como de plantas), están fuertemente condicionados por el paisaje circundante. Asimismo, las características edáficas particulares condicionan las comunidades de herbáceas de los terraplenes.

En el **Capítulo III** se persigue conocer el funcionamiento “*in situ*” de una especie típica de herbazales de taludes, *Dactylis glomerata*. Con dicho propósito se examina la respuesta morfológica, ecofisiológica y reproductiva de individuos que crecían en taludes de carretera sometidos a un ambiente enriquecido en contaminantes producidos por el tráfico rodado, a distintas intensidades de tráfico y a diferentes distancias de la vía. En primer lugar, se evalúa la hipótesis de fertilización por altas concentraciones de CO₂ sobre las características fisiológicas y morfológicas de la especie objeto de estudio. En segundo lugar, se analiza la capacidad de la especie para bioacumular partículas metálicas presentes en los entornos de las carreteras (Pb, Zn, Cu, Sr, Sn y Cd) y los efectos de los metales sobre el crecimiento y la eficacia biológica. Para comprobar la primera hipótesis, se analizó las curvas repuesta al CO₂ (Curvas A/Ci), el SLA, los pigmentos fotosintéticos, el nitrógeno foliar, los carbohidratos, el número de estomas de las plantas y algunos parámetros de crecimiento. Con nuestros resultados no se detectaron evidencias que apoyen la hipótesis de fertilización por alto CO₂, posiblemente debido a que el aumento de CO₂ tuvo lugar en unas condiciones desfavorables, caracterizadas por niveles extremadamente bajos de nitrógeno y agua en el suelo. Por el contrario, en las zonas de mayor intensidad de tráfico, la tasa máxima de carboxilación y la velocidad máxima de transporte de electrones para la regeneración de la RuBisCO fueron menores y, el contenido de almidón fue casi del doble, lo cual podría indicar una regulación a la baja de la fotosíntesis, con posibles consecuencias negativas para el desarrollo de la especie. Por otro lado, para valorar la capacidad de bioacumulación de *Dactylis glomerata* y sus potenciales efectos, se examinó los mismos metales tanto en los tejidos vegetales como en el suelo, además del pH, la materia orgánica y la textura edáfica, así como algunas características morfológicas y reproductivas de las plantas. Los análisis de partículas metálicas mostraron que *Dactylis glomerata* bioacumuló Pb, Cu, Zn y Sr, pese a que la concentración de metales en suelo fue baja. También, se observó que tanto las plantas crecidas en los tramos de alta intensidad como aquellas más próximas a la vía, redujeron

su número de inflorescencias posiblemente como consecuencia de la acumulación de alguno de éstos metales.

En los **Capítulos IV y V** se estudia la regulación de las condiciones microclimáticas mediante diferentes coberturas del terreno (vegetación, hojarasca y suelo desnudo) en taludes de carretera a distintas escalas temporales. En el **Capítulo IV** se puso a punto una técnica para la obtención automática de coberturas a través de fotografías digitales, utilizado en el programa *eCognition Developer*, con el fin último de relacionar estos datos con las series de datos microclimáticos del capítulo V. La hipótesis general del **Capítulo V** fue que los distintos porcentajes de cobertura del terreno modulan las condiciones microclimáticas de los taludes de carretera en ambientes mediterráneos. Para este estudio, se monitorizó la temperatura del suelo, la temperatura del aire, el contenido hídrico del suelo, la humedad relativa y la radiación fotosintéticamente activa y, también se calculó la oscilación térmica del suelo y del aire, a partir de las temperaturas correspondientes. Los datos microclimáticos se analizaron utilizando tres aproximaciones. Primero, se comparó el patrón temporal de las variables microclimáticas en parcelas con distinta cobertura inicial. Posteriormente, se evaluó las relaciones entre las coberturas y las variables microclimáticas. Por último, se analizó qué variable/s fueron las más importantes para predecir el comportamiento de las diferentes variables microclimáticas. Nuestros resultados indicaron que las interacciones entre las coberturas y las variables microclimáticas son complejas, dependientes de la escala temporal estudiada y están influenciadas por la dinámica climática regional, con un marcado patrón estacional. A pesar de esta complejidad, los resultados mostraron que las coberturas de vegetación y hojarasca afectaron en mayor medida a la temperatura del suelo y del aire y, a sus variables asociadas. Esta relación es más fuerte en otoño e invierno, periodo durante el cual se produjo un mayor desarrollo de la vegetación. Durante estas estaciones, las coberturas de origen vegetal (sobre todo de hojarasca, pero también de la vegetación) redujeron la oscilación térmica del suelo, indicando un efecto amortiguador sobre la temperatura del suelo. Nuestros resultados apoyan que el mantenimiento de cierta cobertura de origen vegetal (hojarasca y vegetación) tiene un papel relevante en la regulación del microclima en estos ambientes, mejorando las condiciones para el establecimiento de la vegetación.

SUMMARY

Summary

The present doctoral thesis examines some ecological processes that determine both species and community functions on roadslopes under Mediterranean climate conditions, and its implications for ecological restoration.

In the first two chapters, we assess whether a standard measure of revegetation such as woody ornamental plantings provide ecological functions. Specifically, in **Chapter I** we evaluate if these plantings may act as attractors for frugivorous birds in the area, enhancing the process of seed dispersal. For this purpose, we surveyed bird populations to analyse bird community composition and spatial distribution patterns on embankments with and without plantings. We estimated seed dispersal by recording seed abundance, richness and viability in bird droppings. We also measured the density of woody plants with and without fleshy fruits in the surrounding matrices. As a result, we found that the local bird community was dominated by granivorous species, and did not use the roadside plantings. However, plantings acted as selective bird attractors, providing perch and food, for some individuals of locally frugivorous species. The number of frugivorous birds was rather low within the total bird community. Moreover, the structure of the surrounding landscape showed a high correlation between frugivorous bird density on embankments and woody plants with fleshy fruits in their surrounding matrices. Nevertheless, frugivorous birds did not increase seed dispersal as no seeds of the surrounding matrices species were found at the roadsides. We argue that plantings did not enhance bird dispersal and roadside connectivity because of a mismatch between local actions and the agricultural landscape. In **Chapter II** we analyse whether the same plantings may act as environmental filters through changes in local soil properties, improving fertility under plantings and therefore lead to differences in species composition between inside and outside plantings. To this end, we monitored soil variables and vegetation dynamics (cover, richness, diversity and species composition) inside and outside of the plantings on embankments. We also evaluated the relative importance of the surrounding matrices in the community assembly on the roadslopes. Our results revealed that the woody ornamental plantings had some effects on soil variables during the first year but were disappearing over time. Species composition was not affected by plantings. In summary, the results of the first two chapters indicate that the effects of revegetation measures on local community assembly (both birds and plants) are strongly influenced by the

surrounding landscape. In addition, the specific soil properties determine the herbaceous vegetation of the embankments.

Chapter III seeks to know the response "*in situ*" of a common species growing on roadslopes, *Dactylis glomerata*, in order to identify morpho-physiological response of plants to air enriched in CO₂ and metal particles. Firstly, we analysed field A/Ci Response Curves, SLA, pigment pools, foliar nitrogen and carbohydrates in plants growing at three different distances from the road and two different traffic intensities. Secondly, we selected plants at two different distances and two different traffic intensities to assess six metals (Pb, Zn, Cu, Sr, Sn and Cd) in leaves, roots and soil. Plants submitted to high traffic intensity did not show any positive effect on their morphological or photosynthetic variables. Therefore, our results do not support the "CO₂-fertilization hypothesis" under field conditions on the roadside where soils are extremely poor in nutrients and water. Leaf starch content was almost double at high traffic intensity, and maximum catalytic activity of the enzyme RuBisCo and Maximum rate of electron transport were lower, which suggests a down photosynthetic response, suggesting negative effects on plants. Additionally, *Dactylis glomerata* plants can bioaccumulate metals such as Pb, Cu, Zn, Sr in their tissues, decreasing their biological fitness through reduction of inflorescences.

In **Chapters IV** and **V** we research microclimate regulations by ground covers (vegetation, litter and bare ground) at different timescales on the roadsides. In **Chapter IV**, a technique to estimate ground covers was optimized using digital photographs. We selected object-based image analysis, using a software program called eCognition Developer, to relate the percentage of ground covers to microclimatic data in Chapter V. The hypothesis of **Chapter V** was that different ground cover percentages modulate microclimatic conditions of roadslopes under Mediterranean conditions. We monitored photosynthetically active radiation, temperature and moisture in soil and temperature and relative humidity in air, and we calculated thermal oscillation from the corresponding soil and air temperature. The microclimatic data were analysed using three approaches. First, we compared the temporal pattern of microclimatic variables in plots with different initial vegetation cover. Subsequently, we evaluated the correlations between ground covers and microclimatic variables. Finally, we analysed which variable or variables were the most important in determining the microclimatic dynamic. Our results indicate that regional climate with strong seasonal pattern influence the interactions between the ground cover and microclimatic variables, which themselves depend on timescale. Despite this

complexity, the results showed that the percentage of vegetation and litter affected variables associated to soil and air temperatures. These correlations were stronger in autumn and winter, when the vegetation cover was higher. Not only vegetation cover but also and mainly litter reduced soil thermal oscillation, indicating a dampening effect on soil temperature during seasons. Our results support that the maintenance of cover derived from plants (litter and vegetation) has an important role in regulating the microclimate in roadside environments, improving the conditions for the establishment of vegetation.

INTRODUCCIÓN GENERAL



“Few forces have been more influential in modifying the earth than transportation.”
Ullman (1956)

Introducción general

Contexto global e importancia del estudio de los taludes de carretera

La ocupación y el uso del territorio, así como la extracción de recursos naturales ha provocado que aproximadamente el 50 % del territorio mundial haya sido transformado debido a las actividades humanas (Vitousek et al., 1997; Ellis et al., 2010; Hooke et al., 2012). Entre estas actividades, la construcción de infraestructuras lineales en general y de carreteras en particular, causan una drástica transformación del paisaje y una severa alteración del funcionamiento de las comunidades y de los ecosistemas que atraviesan (Coffin, 2007). La máxima transformación tiene lugar en los bordes de carretera, y especialmente en los taludes, definidos como laderas de nueva creación construidas para insertar la plataforma de la infraestructura en un escenario con desniveles. No obstante, los efectos de las carreteras pueden detectarse a varios cientos de metros de distancia de la vía (Forman y Deblinger, 2000). En el caso de los países industrializados, el área de influencia de las carreteras puede llegar a afectar a más del 20% de la superficie del territorio (Forman, 2000).

En términos ecológicos, las carreteras incrementan la mortalidad sobre todo de vertebrados, debido a la propia construcción de la infraestructura y a la colisión con vehículos (Clevenger et al., 2003); modifican la conducta animal (Bautista et al., 2004); alteran el ambiente físico, provocando un incremento del efecto de borde (Keller y Largiader, 2003) y produciendo cambios en las propiedades edáficas, en los flujos de agua y en las tasas de erosión (Trombulak y Frissell, 2000). También alteran el ambiente químico, aumentando la contaminación (Clevenger et al., 2002; Zhang et al., 2012) y pueden facilitar la dispersión de especies invasoras (Gelbard y Belnap, 2003). Además, el movimiento de tierras derivado de la construcción de carreteras puede causar pérdidas significativas en las reservas de los ecosistemas, entendidas como legados abióticos y bióticos (materia orgánica, banco de semillas del suelo o biomasa), los cuales son componentes clave de la “memoria ecológica” (*sensu* Bengtsson et al., 2003), y cuyo deterioro compromete los recursos necesarios para la reorganización y restauración de los ecosistemas tras una perturbación. Por otro lado, en zonas muy alteradas, como territorios ocupados por la agricultura intensiva o áreas urbanas, los entornos de las carreteras pueden ofrecer lugares para el establecimiento de flora y fauna nativa, actuando como refugio y corredor para las especies (Helden y Leather, 2004; Koivula y

Vermeulen, 2005; Saarinen et al., 2005). Los taludes de carretera podrían compensar la pérdida de herbazales naturales o seminaturales, proporcionando hábitat alternativos y nuevas rutas para la dispersión de especies silvestres en áreas antropizadas donde tiene lugar un uso intensivo del suelo (Tikka et al., 2000; Smart et al., 2006; de la Riva et al., 2011).

Pese a los esfuerzos realizados en las últimas décadas, muchos de los procesos que rigen el funcionamiento de éste tipo de ecosistemas de nueva creación aún se desconocen. Los taludes de carretera han sido incluidos en reiteradas ocasiones en el grupo de ecosistemas denominados “neoecosistema”, ecosistema “emergente” o “nuevo” (en inglés *novel ecosystem*) (Chapin y Starfield, 1997; Milton, 2003; Hobbs et al., 2006; Hobbs et al., 2009; Mascaro et al., 2013). Hobbs y colaboradores en 2006, en un artículo que acumula 702 citas hasta el 21 de marzo de 2014, definieron el término “neoecosistemas” como: “ecosistemas que presentan nuevas combinaciones de especies con cambios potenciales en el funcionamiento del ecosistema, los cuales son el resultado de una deliberada acción involuntaria de origen antrópico, pero que no dependen de una intervención continuada para su mantenimiento”. Sin embargo, el concepto neoecosistema, sigue sin contar con una definición precisa y consensuada por toda la comunidad científica. Una de principales objeciones al término es que el legado histórico de los ecosistemas puede estar empobrecido pero difícilmente puede desaparecer (Cramer et al., 2008). El reto futuro consiste en identificar y construir modelos de referencias históricas adaptadas localmente que integren los procesos ecológicos, sociales y culturales (Balaguer et al., 2014).

Esta tesis se propone interpretar algunos aspectos del funcionamiento y la dinámica de los taludes de carretera mediante conceptos derivados de la teoría ecológica, y aplicar las herramientas conceptuales proporcionadas por la teoría a la práctica de la restauración ecológica (Temperton, 2007). La restauración ecológica consiste en asistir a la recuperación de ecosistemas que han sido degradados, dañados o destruidos (SER, 2004). El objetivo de la restauración ecológica es la conservación y reposición del capital natural, así como la restitución de los servicios ecosistémicos para su disfrute y aprovechamiento por parte de la sociedad (TEEB, 2010). Esta disciplina se presenta como la más adecuada para abordar la recuperación integral y funcional de los ecosistemas afectados por la construcción de infraestructuras lineales. Asimismo, la restauración ecológica constituye un gran desafío que compromete a todos los implicados

en las actuaciones territoriales y/o extractivas, tales como científicos, inversores y ejecutores de las medidas. Esta tesis pretende contribuir al conocimiento de procesos ecológicos que concurren en los espacios afectados por la construcción de carreteras para mejorar el éxito de las medidas de restauración, discutiendo en algunos casos, la importancia del paisaje y del legado histórico y biológico (componentes de la memoria ecológica).

La restauración ecológica aplicada a taludes de carretera podría evitar la pérdida de servicios ecosistémicos (Morris y Barham, 2007) y también puede ser crucial para el mantenimiento de la diversidad. Uno de los factores limitantes de la restauración de taludes de carretera es la existencia de una contradicción entre los objetivos a corto plazo (reducción de la erosión del suelo, rápido desarrollo de una cubierta vegetal) y a largo plazo (incrementar la diversidad, integración ambiental de los taludes con su entorno, etc.). Por ejemplo, las técnicas estándar de revegetación como las hidrosiembras, pueden conseguir la estabilización del suelo y el control de la erosión a corto plazo, pero algunas especies utilizadas en la mezcla de semillas pueden hacerse dominantes en la comunidad, dificultando la incorporación de especies nativas, y por tanto, la diversidad a medio o largo plazo (Pywell et al., 2002). Además, la restauración de taludes está frecuentemente condicionada por la disponibilidad de propágulos y la cantidad de nutrientes del sistema, y también, se ve constreñida por la baja predictibilidad de la trayectoria de las comunidades que se establecen, provocando que el éxito de las medidas de restauración sea dependiente de las características específicas de cada emplazamiento (Moreno de las Heras et al., 2008; García-Palacios et al., 2011). Por lo tanto, la idoneidad en la elección de mediadas y especies utilizadas en las prácticas de restauración podrían favorecer la función de los márgenes de carreteras como refugio y corredor de especies (Prach y Pysec, 2001; Koivula y Vermeulen, 2005; Saarinen et al., 2005), y maximizar los servicios ecosistémicos suministrados por estos ecosistemas (Le Viol et al., 2008). En esta línea, es necesario generar nueva información para facilitar la toma de decisiones en el marco de los proyectos de restauración ecológica de taludes de carretera, con el fin último de mejorar la diversidad, la estabilidad, la resiliencia y los servicios ecosistémicos de éste tipo de ecosistemas.

Características y antecedentes de los taludes de las carreteras en España

La red nacional de carreteras españolas la constituyen 165595 km lineales (INE, 2012), y se calcula que la superficie aproximada que ocupan los taludes generados es cercana a los 5000 km², lo cual supone un 1 % de la superficie de España (Valladares et al., 2011). Se ha estimado que el coste del presupuesto de ejecución material de proyectos de construcción de infraestructuras viarias con cargo al capítulo de “Ordenación ecológica, estética y paisajística”, oscila entre el 2 y el 5 % (Borrajo Sebastián, 2002). En el caso de las autopistas, deben añadirse 3000 €/Km y año para las labores de mantenimiento de la vegetación (principalmente siegas pero también podas) y otros 3000 €/Km y año por los costes derivados de la erosión como la limpieza de cunetas (Alfaya, 2012). La inversión en proyectos de investigación y desarrollo que profundicen sobre el conocimiento de la ecología y funcionamiento de los espacios afectados por la construcción de carreteras, queda justificada por la magnitud y alto presupuesto de la revegetación y el mantenimiento de estos espacios (Matesanz et al., 2006). A su vez, este tipo de proyectos suponen una plataforma de intercambio entre los distintos agentes implicados en la investigación y ejecución de las prácticas de revegetación y mantenimiento de taludes. La promoción de la transferencia de información socioeconómica y científico-técnica entre los colectivos de gestores, técnicos, científicos y las administraciones locales, regionales y estatales, conduce a un aumento del éxito de los proyectos y a una reducción de los pasivos ambientales, a través de la puesta en común de las necesidades técnicas, la información científica y la realidad económica. En España, son varios los estudios realizados sobre los taludes de carretera desde la perspectiva de la restauración ecológica, en los que han colaborado activamente universidades, centros de investigación y empresas constructoras como OHL y Ferrovial, especialmente a lo largo de las dos últimas décadas.

Por un lado, se han desarrollado estudios descriptivos sobre rasgos biogeográficos, florísticos y ecológicos de estas comunidades (Matesanz et al., 2006). También se cuenta con un conjunto de estudios que valoran la efectividad de los tratamientos estándar que se llevan a cabo en los taludes de carretera tales como: la revegetación a través de la hidrosiembra (Bochet y García-Fayos, 2004; Matesanz et al., 2006; Tormo et al., 2007; García-Palacios et al., 2010; Mola et al., 2011); los efectos de los distintos manejos de la tierra vegetal sobre el banco de semillas (Rivera et al., 2012) y sobre la descomposición de la hojarasca (Jáuregui et al., 2013). Otros estudios se han centrado en el análisis del

suelo de los taludes, valorando procesos erosivos (Andrés et al., 1996), las condiciones físico-químicas (Bochet y García-Fayos, 2004) y su evolución a lo largo del tiempo (Jiménez et al., 2011). Asimismo, se han analizado algunos de los factores que afectan a la colonización en estos entornos (García-Fayos et al., 2000; Bochet y García-Fayos, 2004; Tormo et al., 2006; Bochet et al., 2007; García-Palacios et al., 2012). En otros trabajos se ha descrito el proceso de ensamblaje de comunidades de los taludes de carretera, tanto para las plantas (Valladares et al., 2008; Mola et al., 2011; de la Riva et al., 2011) y como para otros organismos, tales como los microartrópodos del suelo (Magro et al., 2013).

De todos éstos estudios se concluye que la restauración de taludes de carretera en las zonas secas y semiáridas de ambientes mediterráneos es compleja y se ve dificultada por varios motivos. En primer lugar, los ecosistemas mediterráneos tienen una larga historia de perturbaciones que complica la reconstrucción de estados anteriores de los ecosistemas, que sirvan de guía o referente para la restauración (Hobbs et al., 2006). En segundo lugar, son escasos los estudios a largo plazo acerca de la dinámica de los ecosistemas mediterráneos restaurados que sirvan de referencia (Méndez et al., 2008). También, se pone de manifiesto que el establecimiento de la vegetación se ve condicionado por unas condiciones ambientales, en general desfavorables para el establecimiento de las comunidades de organismos, caracterizadas por unos sustratos con un bajo contenido de nutrientes, sin estructura y una limitada disponibilidad de agua (García-Fayos et al., 2000; Jiménez et al., 2011). Por último, muchos estudios apuntan que el establecimiento de especies introducidas mediante actividades de revegetación, como las hidrosiembras puede llegar a constreñir la dinámica natural de las comunidades (Matesanz et al., 2006).

En esta tesis se abordan algunos de los vacíos en el conocimiento sobre los taludes de carretera sometidos a un clima mediterráneo desde la perspectiva de la restauración ecológica. En los dos primeros capítulos se estudia el papel funcional de las plantaciones de especies leñosas en estos ecosistemas. En los tres siguientes capítulos, se profundiza en el conocimiento de los condicionantes ambientales, como la presencia de contaminantes y el microclima, y su interacción con la vegetación, dado que por la dificultad de su estudio, han recibido una menor atención en los trabajos previos sobre los taludes de carretera.

Marco conceptual de la Tesis: teorías ecológicas aplicadas a la restauración de taludes de carretera

Los entornos de las carreteras permiten aplicar la teoría ecológica en casos reales de restauración, y llevar a la práctica las herramientas conceptuales que proporciona la ecología de la restauración para establecer diagnósticos sobre el estado del ecosistema, definir los objetivos de la restauración y dirigir la toma de decisiones (Young et al., 2001; Temperton, 2004). Los estudios de ésta tesis se abordan principalmente desde marco conceptual del ensamblaje de comunidades, incluyendo las reglas del ensamblaje de comunidades basadas en los filtros ambientales y considerando los rasgos taxonómicos, funcionales y ecofisiológicos de las especies de los taludes de carretera.

El ensamblaje de comunidades es el proceso por el cual las especies colonizan, interactúan con otras especies y su ambiente, y establecen una comunidad, en dicho ensamblaje se ven implicados procesos a diferentes escalas espaciotemporales (*sensu* HilleRisLambers et al., 2012). Las reglas del ensamblaje de comunidades describen los condicionantes a los que están sometidas las especies desde su llegada hasta su establecimiento y persistencia. Estas reglas consideran el control que ejercen los filtros ambientales tanto de interacciones bióticas (como la dispersión y las interacciones entre organismos) como de capacidad de carga (primordialmente de carácter abiótico) sobre las comunidades actuando simultánea y jerárquicamente (Temperton, 2007; Götzenberger et al., 2012). Nosotros hemos definido el filtro de capacidad de carga como las características abióticas del hábitat que condicionan el establecimiento de organismos, pero que a su vez se encuentran moduladas por dichos organismos, que producen cambios en la disponibilidad de recursos a escala local (Gross et al., 2013). De acuerdo con la teoría de ensamblaje de comunidades (Keddy, 1992; Weiher y Keddy, 2001), aquellas especies del “*pool*” regional de especies que sean capaces de llegar al talud y superar toda una serie de filtros, podrán establecerse con éxito. Por lo tanto, clarificar los procesos clave que afectan al ensamblaje de comunidades en espacios perturbados por la acción humana permitiría dirigir al ecosistema hacia trayectorias deseadas mediadas por las acciones de restauración. De hecho, este es un enfoque teórico que ya ha sido utilizado previamente para la evaluación de medidas de restauración y revegetación en espacios afectados por carreteras (Wilson et al., 2000; Tena, 2006; de la Riva et al., 2011).

El ensamblaje de comunidades representa un proceso secuencial. En primer lugar, se ve condicionado por acontecimientos históricos, como por ejemplo aquellos que están relacionados con los procesos de dispersión. Posteriormente, las características ambientales limitan la capacidad de establecimiento y finalmente, está modulado por relaciones de competencia y/o facilitación, con balance neto variable dependiendo de los rasgos taxonómicos y fisiológicos de las especies que entren en juego (White y Jentsch, 2004).

Los taludes no son elementos aislados, sino que interaccionan con otros taludes y con el paisaje circundante mediante diversos mecanismos que operan a través de las escalas como la dispersión (Nathan y Muller-Landau, 2000; Novák y Prach, 2003). De hecho, las interacciones con la vegetación circundante son determinantes para la estructura y composición de las comunidades vegetales presentes en taludes de carretera, dado que se ha demostrado que pueden llegar a ser una fuente muy importante de propágulos (Bochet et al., 2007; Mola et al., 2011; de la Riva et al., 2011). Por otra parte, la disponibilidad de agentes de dispersión, entendidos como los enlaces móviles (en inglés *mobile links*) y los elementos que atraen a dichos agentes, son aspectos que deberían estudiarse debido a que son cruciales para la reorganización de la zona perturbada (Lundberg y Moberg, 2003). Estos filtros de dispersión, y en particular las aves, actúan principalmente a nivel de paisaje dado que posibilitan la movilización de propágulos tras la perturbación. El proceso de dispersión contribuye así, al mantenimiento de la “memoria ecológica” de tipo externa, ya que vincula el aporte de organismos desde las matrices adyacentes hasta las zonas degradadas (Bengtsson et al., 2003).

No obstante, en ambientes mediterráneos los factores postdispersivos, como la disponibilidad de nutrientes y la sequía durante el verano, restringen el establecimiento de las semillas (Rey y Alcántara, 2000). Este hecho se manifiesta en los taludes de carretera de clima seco y semiárido, donde la llegada de semillas parece ser efectiva (Mola et al., 2011), pero no es una condición suficiente para garantizar el éxito del establecimiento de las especies vegetales, fuertemente limitado por otros factores abióticos (Tormo et al., 2009). Los filtros de capacidad de carga primordialmente de carácter abiótico, como la disponibilidad de nutrientes y de agua, son determinantes para asegurar el éxito de la germinación y el posterior desarrollo de las plantas en taludes de carretera (Tormo et al., 2006). La disponibilidad de nutrientes y la materia orgánica en los taludes suelen ser bajos (Bochet et al., 2010; Jiménez et al., 2011), con valores hasta

10 veces menores que los detectados en zonas próximas (Mola et al., 2011). Además, los suelos o sustratos no suelen tener estructura y el nivel de compactación suele ser muy elevado (Jim, 1998). También, la escasez de agua condiciona fuertemente el establecimiento de plantas, encontrándose una relación positiva entre el éxito de colonización de determinadas especies de plantas y su resistencia al estrés hídrico (Bochet et al., 2007).

Por otro lado, otras variables de carácter microclimático (temperatura del suelo y del aire, humedad relativa y radiación) también afectan al establecimiento, supervivencia, productividad de las plantas y en último término, a la composición de especies. Sin embargo, estas variables microclimáticas han recibido escasa atención en los entornos afectados por la construcción de carreteras (Haan et al., 2012). Además, el microclima modula procesos ecológicos claves para el funcionamiento de los ecosistemas y el mantenimiento de servicios ecosistémicos, como son la descomposición de la hojarasca o el reciclado de nutrientes (Brososke et al., 1997). Por ello, en ésta tesis se profundiza en el conocimiento de las relaciones entre el porcentaje de distintas coberturas (vegetación, hojarasca, y suelo desnudo) y distintos parámetros microclimáticos, con el fin último de dar recomendaciones que permitan desarrollar una gestión más adecuada de la cobertura ya sea natural (vegetación u hojarasca) o artificial (*mulch*), atendiendo a este tipo de criterios.

En los entornos de las carreteras las plantas, además, están expuestas a una atmósfera con elevados niveles de partículas, óxidos de nitrógeno, amonio, monóxido y dióxido de carbono (Kittelson et al., 2004), con picos de concentraciones de CO₂ que superan las 2000 ppm (Marinov y Sigrist, 2003). El tráfico rodado genera metales pesados tales como el plomo, el cadmio y el zinc (ATSDR, 1994, 1999; Caussy et al., 2003; Zhang et al., 2012). Estos contaminantes puede ser un componente del filtro ambiental, que interaccionan con las especies y que condiciona a la comunidad de organismos que se establecen en los entornos de las carreteras. Al mismo tiempo las plantas podrían regular el nivel de los contaminantes atmosféricos y edáficos mediante la fotosíntesis, la absorción y la bioacumulación de metales. Sin embargo, los efectos de los contaminantes sobre morfología, la fisiología o eficacia biológica de las plantas que crecen en los entornos de las carreteras no han sido bien caracterizados. Conocer la respuestas ecofisiológica de las plantas en estas circunstancias, puede ser relevante por sus

implicaciones para la restauración de escenarios futuros en un contexto de cambio global asociado un incremento de CO₂ y contaminantes.

Dentro del contexto del ensamblaje de comunidades, las interacciones bióticas, como las que se establecen entre plantas, son especialmente determinantes para el establecimiento de las comunidades en ecosistemas secos, áridos y semiáridos (Gross et al., 2013), pero el conocimiento sobre la importancia e implicaciones de las interacciones bióticas de competencia y facilitación entre especies preexistentes, y las potencialmente colonizadoras e introducidas en el contexto de la restauración ecológica sigue siendo escaso (Gibson et al., 2012). Para el caso de los taludes, existen pocos estudios específicos sobre el efecto de este tipo de interacciones, así como sobre su importancia relativa (facilitación vs. competencia) en el ensamblaje de las especies de las comunidades (García-Palacios et al., 2010). Asimismo, se sabe poco sobre los efectos ecológicos de las plantaciones de especies leñosas, utilizadas como medida estándar de revegetación y sobre las interacciones planta-planta en los taludes de carretera en ambientes mediterráneos. Las plantaciones podrían promover un incremento de la heterogeneidad ambiental, generando un mosaico con características diferentes bajo las plantaciones (luz, temperatura, agua y nutrientes), favoreciendo así, la diversidad de organismos en estos entornos (Maestre et al., 2005). Además, estos núcleos de especies leñosas pueden actuar interceptando semillas (Callaway, 1995) y/o como nodrizas de otras especies, propiciando un balance neto positivo de las interacciones planta-planta (Gómez-Aparicio et al., 2004).

Finalmente, según la teoría del ensamblaje de comunidades, las especies que consiguen superar los filtros ambientales son aquellas que llegan a establecerse en un ecosistema (Keddy, 1992; Chase, 2003). Según esta teoría, ni las especies ni los rasgos taxonómicos, funcionales y ecofisiológicos de las especies colonizadoras se distribuyen al azar en la comunidad de los taludes de carretera, sobre todo debido tanto a mecanismos de exclusión competitiva, como a la superación de los filtros ambientales relativos a la capacidad de carga a lo largo del tiempo (Tofts y Silvertown, 2000). Por lo tanto, en la presente tesis se llevan a cabo análisis de composición de especies por ser métodos potentes para determinar que especies o características son más idóneas para las actividades de revegetación. En base a la información obtenida se podrían seleccionar las características más adecuadas y/o especies de organismos que se adapten mejor al ambiente y contribuyan en mayor medida a cumplir los objetivos planteados para la restauración de los taludes de carretera (Valladares et al., 2008).

Bibliografía

Alfaya, V., 2012. Colonización de taludes artificiales por medio de la vegetación natural. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid.

Andrés, P., Zapater, V., Pamplona, M., 1996. Stabilization of motorway slopes with herbaceous cover, Catalonia, Spain. *Restoration Ecology* 4, 51-60.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1994. Toxicological Profile for Zinc. Document 205-88-0608. US. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA, USA.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1999. Toxicological Profile for Cadmium and Lead. Document 205-93-0606. US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA, USA.

Balaguer, L., Escudero, A., Martín-Duque, J. F., Mola, I., Aronson, J., 2014. The historical reference in restoration ecology: Re-defining a cornerstone concept. *Biological Conservation*, 176, 12-20.

Bautista, L.M., García, J.T., Calmaestra, R.G., Palacín, C., Martín, C.A., Morales, M. Bonal, R., Viñuela, J., 2004. Effect of weekend road traffic on the use of space by raptors. *Conservation Biology* 18(3), 726-732.

Bengtsson, J., Angelstam, P., Elmqvist, T., Emanuelsson, U., Folke, C., Ihse, M., Moberg, F., Nyström, M., 2003. Reserves, resilience and dynamic landscapes. *Ambio* 32, 389-96.

Bochet, E., García-Fayos, P., 2004. Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorway slopes in Valencia. *Restoration Ecology* 12, 166-174.

Bochet, E., García-Fayos, P., Alborch, B., Tormo, J., 2007. Soil water availability effects on seed germination account for species segregation in semiarid roadslopes. *Plant and Soil* 295, 179-191.

Bochet, E., Tormo, J., García-Fayos, P., 2010. Native species for roadslope revegetation: selection, validation, and cost effectiveness. *Restoration Ecology* 18, 656-663.

Brosfokske, K.D., Chen, J., Naiman, R.J, Franklin, J.F., 1997. Harvesting effects on microclimatic gradients from small streams to uplands in western Washington. *Ecological applications* 7, 118-1200.

Callaway, R.M., 1995. Positive interactions among plants. *The Botanical Review* 61(4), 306-349.

Caussy, D., Gochfeld, M., Gurzau, E., Neagu, C., Ruedel. H., 2003. Lessons from case studies of metals: investigating exposure, bioavailability, and risk. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 56, 45-51.

Chapin, F.S., Starfield, A.M., 1997. Time lags and novel ecosystems in response to transient climatic change in arctic Alaska. *Climatic change* 35(4), 449-461.

- Chase, J.M., 2003. Experimental evidence for alternative stable equilibria in a benthic pond food web. *Ecology Letters* 6(8), 733-741.
- Clevenger, A.P., Chruszcz, B., Gunson, K.E., 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations *Biological Conservation* 109, 15-26.
- Clevenger, A.P., Forman, R.T., Sperling, D., Bissonette, J.A., Cutshall, C.D., Dale, V.H., 2002. *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press. Washington, D.C.
- Coffin, A. W., 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of transport Geography* 15(5), 396-406.
- Cramer, V. A., Hobbs, R. J., Standish, R. J., 2008. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology & Evolution* 23(2), 104-112.
- de la Riva, E.G., Casado, M.A., Jiménez, M.D., Mola, I., Costa-Tenorio, M., Balaguer, L., 2011. Rates of local colonization and extinction reveal different plant community assembly mechanisms on road verges in central Spain. *Journal of Vegetation Science* 22, 292-302.
- Ellis, E.C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D., Ramankutty, N., 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography* 19(5), 589-606.
- Forman, R.T., 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation biology* 14(1), 31-35.
- Forman, R.T., Deblinger, R.D., 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation biology* 14(1), 36-46.
- García-Fayos, P., García-Ventoso, B., Cerdà, A., 2000. Limitations to plant establishment on eroded slopes in southeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 11, 77-86.
- García-Palacios, P., Querejeta, J.I., Maestre, F.T., Escudero, A., Valladares, F., 2012. Impact of simulated changes in rainfall regime and nutrient deposition on the relative dominance and isotopic composition of ruderal plants in anthropogenic grasslands. *Plant and soil* 352(1-2), 303-319.
- García-Palacios, P., Soliveres, S., Maestre, F.T., Escudero, A., Castillo-Monroy, A.P., Valladares, F., 2010. Dominant plant species modulate responses to hydroseeding, irrigation and fertilization during the restoration of semiarid motorway slopes. *Ecological Engineering* 36, 1290-1298.
- Gelbard, J.L., Belnap, J., 2003. Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology* 17(2), 420-432.
- Gibson, M.R., Richardson, D.M., Pauw, A., 2012. Can floral traits predict an invasive plant's impact on native plant-pollinator communities?. *Journal of Ecology* 100(5), 1216-1223.

- Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J.M., Hódar, J.A., Castro, J., Baraza, E., 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14(4), 1128-1138.
- Götzenberger, L., De Bello, F., Bråthen, K.A., Davison, J., Dubuis, A., Guisan, A., Lepš, J., Lindborg, R., Moora, M., Pärtel, M., Pellissier, L., Pottier, J., Vittoz, P., Zobel, K., Zobel, M., 2012. Ecological assembly rules in plant communities-approaches, patterns and prospects. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 87, 111-27.
- Gross, N., Börger, L., Soriano-Morales, S.I., Bagousse-Pinguet, L., Quero, J.L., García-Gómez, M., Valecia-Goméz, E., Maestre, F.T., 2013. Uncovering multiscale effects of aridity and biotic interactions on the functional structure of Mediterranean shrublands. *Journal of Ecology* 101(3), 637-649.
- Haan, N.L., Hunter, M.R., Hunter, M.D., 2012. Investigating predictors of plant establishment during roadside restoration. *Restoration Ecology* 20(3), 315-321.
- Helden, A.J., Leather, S.R., 2004 Biodiversity on urban roundabouts- Hemiptera, management and the species-area relationship. *Basic and Applied Ecology* 5, 367-377.
- HilleRisLambers, J., Adler, P.B., Harpole, W.S., Levine, J.M., Mayfield, M.M., 2012. Rethinking community assembly through the lens of coexistence theory. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 43, 227-248.
- Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Brown, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J.J., Klink, C.A., Lugo, A.E., Norton, D., Ojima, D., Richadson, D.M., Sanderson, E.W., Valladares, F., Vila, M., Zamora, R., Zobel, M., 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15(1), 1-7.
- Hobbs, R.J., Higgs, E., Harris, J.A., 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 24(11), 599-605.
- Hooke, R.L., Martín-Duque, J.F., Pedraza, J., 2012. Land transformation by humans: a review. *GSA Today*, 22 (12), 4-10.
- Jáuregui, B.M., Rivera, D., Peco, B., 2013. Does topsoil accelerate the decomposition of litter on roadslopes? *Ecological Engineering* 52, 88-95.
- Jim, C.Y., 1998. Physical and chemical properties of a Hong Kong roadside soil in relation to urban tree growth. *Urban Ecosystems* 2(2-3), 171-181.
- Jiménez, M.D., Ruiz-Capillas, P., Mola, I., Pérez-Corona, E., Casado, M.A., Balaguer, L., 2011. Soil development at the roadside: a case study of a novel ecosystem. *Land Degradation & Development*. DOI: 10.1002/ldr.1157
- Keddy, P.A., 1992. Assembly and response rules : two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3(2), 157-164.
- Keller, I., Largiader, C.R., 2003. Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270(1513), 417-423.

- Kittelson D.B., Watts W.F., Johnson J.P., Remerowki M.L., Ische E.E., Oberdörster G., Gelein, R.M., Elder, A., Hopke, P.K., Kim, E., Zhao, W., Zhou, L., Jeong, C.H., 2004. On-road exposure to highway aerosols. 1. Aerosol and gas measurements. *Inhalation Toxicology* 16, 31-39.
- Koivula, M.J., Vermeulen, H.J., 2005. Highways and forest fragmentation-effects on carabid beetles (*Coleoptera*, *Carabidae*). *Landscape Ecology* 20(8), 911-926.
- Le Viol, I., Julliard, R., Kerbiriou, C., De Redon, L., Carnino, N., Machon, N., Porcher, E., 2008. Plant and spider communities benefit differently from the presence of planted hedgerows in highway verges. *Biological Conservation* 141, 1581-1590.
- Lundberg, J., Moberg, F., 2003. Mobile Link Organisms and Ecosystem Functioning: Implications for Ecosystem Resilience and Management. *Ecosystems* 6, 87-98.
- Maestre, F.T., Valladares, F., Reynolds, J.F., 2005. Is the change of plant-plant interactions with abiotic stress predictable? A meta-analysis of field results in arid environments. *Journal of Ecology* 93(4), 748-757.
- Magro, S., Gutiérrez-López, M., Casado, M. A., Jiménez, M. D., Trigo, D., Mola, I., Balaguer, L., 2013. Soil functionality at the roadside: Zooming in on a microarthropod community in an anthropogenic soil. *Ecological Engineering* 60, 81-87.
- Marinov, D., Sigrist, M.W., 2003. Monitoring of road-traffic emissions with a mobile photoacoustic system. *Photochemical and Photobiological Sciences* 2, 774-778.
- Mascaro, J., Harris, J.A., Lach, L., Thompson, A., Perring, M.P., Richardson, D.M., Ellis, E., 2013. Origins of the novel ecosystems concept. *Novel ecosystems: intervening in the new ecological world order*, 45-57.
- Matesanz, S., Valladares, F., Tena, D., Costa-Tenorio, M., Bote, D., 2006. Early dynamics of plant communities on revegetated motorway slopes from southern Spain: Is hydroseeding always needed? *Restoration Ecology* 14, 297-307.
- Méndez, M., García, D., Maestre, F.T., Escudero, A., 2008. More ecology is needed to restore mediterranean ecosystems: A reply to Valladares and Gianoli. *Restoration Ecology* 16, 210-216.
- Milton, S.J., 2003. "Emerging ecosystems"-a washing-stone for ecologists, economists and sociologists? *News and views. South African Journal of Science* 99(9 & 10), p-404.
- Mola, I., Jiménez, M.D., López-Jiménez, N., Casado, M.A., Balaguer, L., 2011. Roadside Reclamation outside the revegetation season: management options under schedule pressure. *Restoration Ecology* 19, 83-92.
- Moreno de las Heras, M., Nicolau, J.M., Espigares, T., 2008. Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecological Engineering* 34, 168-178.
- Morris, R.K., Barham, P., 2007. The Habitats Directive as a driver for sustainable development in the coastal zone: The example of the Humber estuary. *Sustainable Development Research Advances* 109-138.

- Nathan, R., Muller-Landau, H., 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology & Evolution* (Personal edition) 15, 278-285.
- Novák, J., Prach, K., 2003. Vegetation succession in basalt quarries: pattern on a landscape scale. *Applied Vegetation Science* 6(2), 111-116.
- Prach, K., Pyec, P., 2001. Using spontaneous succession for restoration of human disturbed habitats. Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17, 55-62.
- Pywell, R.F., Bullock, J.M., Hopkins, A., Walker, K.J., Sparks, T.H., Burke, M.J.W., Peel, S., 2002. Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* 39, 294-309.
- Rey, P.J., Alcantara, J.M., 2000. Recruitment dynamics of a fleshy-fruited plant (*Olea europaea*): connecting patterns of seed dispersal to seedling establishment. *Journal of Ecology* 88(4), 622-633.
- Rivera, D., Jáuregui, B.M., Peco, B., 2012. The fate of herbaceous seeds during topsoil stockpiling: restoration potential of seed banks. *Ecological Engineering* 44, 94-101.
- Saarinen, K., Valtonen, A., Jantunen, J., Saarnio, S., 2005. Butterflies and diurnal moths along road verges: does road type affect diversity and abundance? *Biological Conservation* 123, 403-412.
- Smart, S.M., Thompson, K., Marrs, R.H., Le Duc, M.G., Maskell, L.C., Firbank, L.G., 2006. Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 273(1601), 2659-2665.
- Temperton, V.M., Hobbs, R.J., 2004. The search for ecological assembly rules and its relevance to restoration ecology. Pages 34-54 in V. M. Temperton, R. J. Hobbs, T. Nuttle and S. Halle, editors. *Assembly Rules and Restoration Ecology*. Island Press, Washington.
- Temperton, V.M., 2007. The recent double paradigm shift in restoration ecology. *Restoration Ecology* 15, 344-347.
- Tena, D., 2006. Implicaciones funcionales y evolutivas de la estructura y dinámica de las comunidades herbáceas de bordes de carretera. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- Tikka, P.M., Koski, P.S., Kivelä, R.A., Kuitunen, M.T., 2000. Can grassland plant communities be preserved on road and railway verges? *Applied Vegetation Science* 3, 25-32.
- Tofts, R., Silvertown, J., 2002. Community assembly from the local species pool: an experimental study using congeneric species pairs. *Journal of Ecology* 90, 385-393.
- Tormo, J., Bochet, E., García-Fayos, P., 2006. Is seed availability enough to ensure colonization success?: An experimental study in road embankments. *Ecological Engineering* 26(3), 224-230.

- Tormo, J., Bochet, E., García-Fayos, P., 2007. Roadfill revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part II: Topsoiling, species selection, and hydroseeding. *Restoration Ecology* 15(1), 97-102.
- Tormo, J., Brochet, E., García-Fayos, P., 2009. Restauración y revegetación de taludes de carreteras en ambientes mediterráneos semiáridos: procesos edáficos determinantes para el éxito. *Revista Ecosistemas* 18(2).
- Trombulak, S.C., Frissell, C.A., 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation biology* 14(1), 18-30.
- Valladares, F., Balaguer, L., Mola, I., Escudero, A., Alfaya, V., 2011. Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte: bases científicas para soluciones técnicas. Páginas 322.
- Valladares, F., Tena, D., Matesanz, S., Bochet, E., Balaguer, L., Costa-Tenorio, M., Tormo, J., García-Fayos, P., 2008. Functional traits and phylogeny: What is the main ecological process determining species assemblage in roadside plant communities? *Journal of Vegetation Science* 19, 381-392.
- Ullman, E.L., 1956. The role of transportation and the bases for interaction. In: Thomas, W.L., Jr. (Ed.), *Man's role in changing the face of the earth*. The University of Chicago Press, Chicago, pp. 862-880.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M., 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277(5325), 494-499.
- Weiher, E., Keddy, P. (Eds.), 2001. *Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats*. Cambridge University Press.
- White, P.S., Jentsch, A., 2004. Disturbance, succession and community assembly in terrestrial plant communities. Pages 341-366 in Temperton, V.M., Hobbs, R.J., Nuttle, T., Halle, S., editors. *Assembly rules in restoration ecology—bridging the gap between theory and practice*. Island Press, Washington, D.C.
- Wilson, J.B., Steel, J.B., Dodd, M.E., Anderson, B.J., Ullmann, I., Bannister, P., 2000. A test of community reassembly using the exotic communities of New Zealand roadsides in comparison to British roadsides. *Journal of Ecology* 88, 757-764.
- Young, T.P., Petersen, D.A., Clary, J.J., 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters* 8(6), 662-673.
- Zhang, F., Yan, X., Zeng, C., Zhang, M., Shrestha, S., Devkota, L.P., Yao, T., 2012. Influence of traffic activity on heavy metal concentrations of roadside farmland soil in mountainous areas. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 9, 1715-31.

Referencias web

INE (Instituto Nacional de Estadística). Red de carreteras, vehículos, conductores y accidentes. Red de carreteras. Serie 1990-2012. Último acceso el 4 de abril de 2014 <http://www.ine.es>

SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Último acceso el 3 de marzo de 2014. <http://www.ser.org>. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona.

TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations, edited by P.Kumar, 2010. London and Washington: Earthscan. Último acceso 26 de enero 2014. <http://www.teebweb.org>.

OBJETIVOS

Objetivos

En la presente tesis doctoral se estudian algunos de los procesos ecológicos que dirigen el funcionamiento de especies y comunidades en taludes de carretera bajo condiciones de clima mediterráneo, y sus implicaciones en la restauración ecológica.

Los objetivos específicos organizados por capítulos son los siguientes:

En los capítulos I y II se evalúa si una medida de restauración estándar como son las plantaciones de leñosas ornamentales cumplen funciones de tipo ecológico. En concreto, en el **Capítulo I** se abordan las siguientes preguntas: 1) ¿Pueden actuar las plantaciones como atractores de aves frugívoras presentes en la zona?; 2) ¿Existe un proceso activo de dispersión de semillas mediada por aves? Para ello se consideró tanto la comunidad y la abundancia de aves en los taludes, como la disponibilidad de recursos en los retazos de vegetación adyacente. En el **Capítulo II** se plantean las siguientes preguntas: 1) ¿Cómo afectan las plantaciones a las características fisicoquímicas del suelo en su entorno inmediato? y 2) ¿Existen diferencias en la vegetación en términos de cobertura, riqueza, diversidad, y composición dentro y fuera de las plantaciones? Por último, se valoró la importancia relativa en el proceso de ensamblaje de comunidades tanto de las características de los retazos de vegetación, como de las condiciones ambientales iniciales con respecto a la medida evaluada.

En el **Capítulo III** se persigue conocer el funcionamiento “*in situ*” de una especie típica de taludes de carretera, *Dactylis glomerata*. Con dicho propósito se examina la respuesta morfológica, ecofisiológica y reproductiva de dicha especie creciendo en desmontes en un ambiente enriquecido en contaminantes producidos por la actividad del tráfico. Concretamente se trata de dar respuesta a dos bloques de preguntas: 1) ¿Existe un efecto fertilizador por alto CO₂? Para ello se analizó parámetros morfológicos y la respuesta fotosintética y 2) ¿Bioacumulan las plantas de *Dactylis glomerata* metales (Pb, Zn, Cu, Sr, Sn y Cd) en sus tejidos? Asimismo, se evaluaron posibles consecuencias sobre su crecimiento y su eficacia reproductora.

En los **Capítulos IV** y **V** se estudia si existe una regulación de las condiciones microclimáticas en taludes de carretera a través de diferentes tipos de cobertura del terreno (vegetación, hojarasca y suelo desnudo). En el **Capítulo IV** se desarrolla una metodología para cuantificar el porcentaje de coberturas del terreno a partir de fotografías digitales, para así poder relacionarlas con las series de datos microclimáticos del Capítulo V. En el **Capítulo V** se abordaron específicamente las siguientes preguntas: 1) ¿Difiere la dinámica microclimática entre parcelas con distinta cobertura?, esta pregunta se abordó teniendo en cuenta distintas escalas temporales (diaria y mensual) y diferentes aproximaciones metodológicas ; 2) ¿Existen relaciones entre las variables de cobertura del terreno y los parámetros microclimáticos?, para esta pregunta se consideró la importancia relativa de dichas relaciones dependiendo de los meses del año y 3) ¿Cuál es el comportamiento de las variables microclimáticas incorporando conjuntamente todas las coberturas en modelos de síntesis?, para este análisis se utilizaron los datos mensuales agrupados por estaciones.

CAPÍTULO I

PAPEL DE LAS PLANTACIONES EN EL PROCESO DE DISPERSIÓN DE SEMILLAS MEDIADO POR AVES EN TALUDES DE CARRETERA



Fotografía de la zona de estudio, variante de El Molar de la autovía A1.

Torre, R., Jiménez, M.D., Ramírez, A., Mola, I., Casado, M.A, Balaguer, L.

“Use of restoration plantings to enhance bird seed dispersal at the roadside: Failures and prospects” Traffic and Transportation Engineering, (enviado)

Resumen

Las plantaciones forman parte de las medidas habituales de revegetación de los entornos de las carreteras, utilizadas principalmente por su valor ornamental, pero también para incrementar la estabilidad y seguridad de los taludes. Desde la perspectiva de la restauración ecológica, nuestra hipótesis es que plantaciones experimentales formadas por pequeñas islas de arbustos y árboles ornamentales podrían jugar un papel importante en la activación de la dispersión de semillas por aves, conectando el entorno inmediato de la carretera con el paisaje circundante. Para testar esta hipótesis, muestreamos la población de aves durante dos años consecutivos para analizar la composición de la comunidad y el patrón de distribución espacial de las aves en terraplenes con y sin plantaciones experimentales. También medimos la densidad de plantas leñosas con y sin frutos carnosos en las matrices adyacentes a la carretera. Asimismo, estimamos la dispersión de semillas mediante el conteo de la abundancia y viabilidad de semillas en los excrementos de las aves. Como resultados encontramos que la comunidad local de aves estuvo dominada por especies granívoras, las cuales no usaron las plantaciones, por lo que la dispersión de semillas se vio limitada. Sin embargo, las plantaciones experimentales actuaron como atractores selectivos de aves, suministrando posadero y comida a individuos de especies frugívoras presentes en la comunidad, y cuyos excrementos contenían semillas, principalmente procedentes de los arbustos ornamentales plantados. La escasez de aves frugívoras no se debió a una baja densidad total de aves, sino a la estructura del paisaje, ya que detectamos una alta correlación entre la densidad de aves frugívoras en los terraplenes y las plantas leñosas con frutos carnosos en el paisaje circundante. Nuestros resultados señalan que las plantaciones realizadas no lograron mejorar sustancialmente ni la dispersión de semillas por aves, ni la conectividad entre los taludes de carretera y parches de vegetación adyacentes. Este hecho probablemente es debido a una falta de consonancia entre los objetivos abordados en las acciones locales y un paisaje agrícola producto de una larga historia de uso del suelo. Nuestros resultados apoyan que para fomentar la dispersión de semillas en los entornos de las carreteras es necesario un enfoque ecológico a través de las escalas, considerando primeramente el nivel del paisaje para después proceder a diseñar las acciones específicas a escala de local.

Palabras clave: conectividad ecológica, estructura del paisaje, enlaces móviles (en inglés “*mobile links*”), memoria ecológica, plantaciones ornamentales, terraplenes.

Introducción

Los entornos de carreteras son un escenario común en todo el mundo, en los cuales los movimientos de tierras derivados de la construcción de las infraestructuras lineales transforman drásticamente las condiciones geomorfológicas, hidrológicas, edáficas, atmosféricas, y bióticas locales (Mola et al., 2011). En términos ecológicos, esta alteración del ecosistema se traduce en una pérdida significativa de distintos recursos como son el agua, la materia orgánica, el banco de semillas del suelo, o la biomasa (es decir, las reservas *sensu* Ludwig et al., 1997). De hecho, estas pérdidas de las reservas entendidas como legados abióticos y bióticos, son componentes clave de la “memoria ecológica” (*sensu* Bengtsson et al., 2003), y cuya pérdida compromete los recursos necesarios para la reorganización y restauración de los ecosistemas tras una perturbación. En estos espacios afectados por la construcción de las carreteras, la recuperación de la vegetación se basa fundamentalmente en la introducción de individuos de distintas especies, mediante las hidrosiembras o las plantaciones, y sobre todo, en la inmigración de propágulos desde la matriz circundante, más que la germinación de un banco de semillas remanente del suelo (Bochet et al., 2007; de la Riva et al., 2011). Las prácticas estándar de restauración o integración paisajística con una alta frecuencia fracasan (Matesanz et al., 2006; Mola et al., 2011). Asimismo, la inmigración de propágulos depende de la disponibilidad de los organismos para la colonización (es decir, del *pool* de especies regional; Foster et al., 2004), así como de la calidad y eficiencia de los agentes de dispersión, denominados enlaces móviles (en inglés “*mobile links*”) (Lundberg y Moberg, 2003).

Las aves frugívoras constituyen los enlaces móviles más eficaces para la conexión de hábitats, actuando como dispersores de semillas de plantas con frutos carnosos (Howe y Smallwood, 1982; Sekercioglu, 2006). Estudios anteriores han encontrado evidencias de que la lluvia de semillas mediada por aves contribuye a la recuperación de la vegetación en ecosistemas degradados (Bonet, 2004; Méndez et al., 2008). Además, los efectos de la dispersión de semillas por aves, no sólo condicionan la densidad y la riqueza de la llegada de semillas a escala local. A nivel de ecosistema, la dispersión por aves es un importante motor para la dinámica de la comunidad de plantas a lo largo del tiempo (Howe y Miriti,

2004). A nivel del paisaje, estos organismos móviles pueden incrementar la conectividad entre áreas aisladas en paisajes fragmentados (Wilkinson, 1997; Nathan et al., 2008). Por lo tanto, la inclusión de acciones que favorezcan la dispersión de semillas por aves en el diseño de estrategias de restauración en carreteras podría implicar la integración del ecosistema degradado con su matriz circundante a través de flujos e intercambios.

En este estudio, se investiga el papel de las aves como agentes dispersores, implicados en la integración ecológica de los entornos de carreteras. En otros estudios se ha detectado que las especies de plantas dispersadas por el viento y aquellas que carecen de los rasgos específicos para la dispersión de semillas como las especies barócoras, están representadas con una frecuencia excepcionalmente elevada en los taludes de carreteras (Bochet et al., 2007), mientras que son más escasas las especies cuya vía de dispersión depende de las aves. Este hecho, pudiera estar relacionado con cierta escasez de aves frugívoras en los entornos de carreteras como resultado de posibles efectos negativos de las carreteras sobre dichas poblaciones, tales como los atropellos, el ruido del tráfico, la contaminación atmosférica, la pérdida de hábitat o la fragmentación (Kociolek et al., 2011). Este estudio se llevó a cabo en los terraplenes de carreteras, debido a que las muertes de aves por atropellos son menos frecuentes en secciones situadas por debajo del nivel de la carretera que en arcenes planos o desmontes (Clevenger et al., 2003). Asimismo, los taludes de carretera pudieran ser poco atractivos para dicho grupo de aves, y en su lugar estar dominados por comunidades de aves menos efectivas para la dispersión de semillas.

El objetivo principal del presente estudio fue evaluar si las plantaciones de leñosas ornamentales realizadas en taludes de carretera pueden actuar como atractores de aves, y en qué medida proporcionan alimento, refugio y posadero, como se ha observado en otros ecosistemas degradados (Holl et al., 2000; Wydhayagarn et al., 2009). Además, se evalúa si dicha medida favorece la conectividad entre los taludes de carretera y su entorno, a través de la llegada de semillas mediada por aves, como se ha descrito en otros ecosistemas (Zamora et al., 2010), con el fin de mejorar los esfuerzos de restauración en el entorno de las carreteras. Específicamente abordamos las siguientes preguntas: 1) ¿Pueden actuar las plantaciones como atractores de aves frugívoras presentes en la zona?; 2) ¿Existe un proceso activo de dispersión de semillas mediada por aves? Para ello se consideró tanto la comunidad y la abundancia de aves en los taludes, como la

disponibilidad de recursos en los retazos de vegetación adyacente. Los espacios afectados por infraestructuras de transporte podrían proporcionar a las aves nuevas fuentes de alimentos (Lambertucci et al., 2009) o funcionar como corredores conectando parches en hábitats fragmentados (Meunier et al., 1999; Huijser y Clevenger, 2006; Reijnen y Foppen, 2006).

Material y métodos

Área de Estudio

El estudio se realizó en terraplenes situados a lo largo de 5 km del tramo de la variante de El Molar de la autovía A1 (El Molar, Madrid, centro de España, 40 ° 44'N, 3 ° 35'W, 800 m snm), que fue abierta al tráfico en junio de 2009. El clima de la región es de tipo mediterráneo continental, caracterizado por inviernos fríos y veranos secos y calurosos. Precipitación media anual es inferior a 500 mm. Las actividades ganaderas y agrícolas han generado un paisaje altamente deforestado, con predominio de los cultivos cerealistas, pastizales y matorrales xerofíticos. Las especies leñosas dominantes son *Cytisus scoparius* (L.) Link., *Thymus zygis* Loefl. ex L. y *Rubus ulmifolius* Schott. En el paisaje circundante también encontramos pequeños parches dispersos de especies arbóreas compuestos por *Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp., *Fraxinus angustifolia* Vahl, *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* (H.Gay) Debeaux y *Pinus pinea* L.

Diseño experimental

Se seleccionaron seis terraplenes (taludes de carreteras contruidos mediante la compactación de capas sucesivas de tierra), en los que habían añadido tierra vegetal que favorece el establecimiento de la vegetación (Tormo et al., 2007). Seleccionamos tres terraplenes control (C1, C2 y C3) donde no se aplicó ningún tratamiento. En los otros tres terraplenes (T1, T2 y T3) localizamos las parcelas experimentales de 2,25 m², donde plantamos especies leñosas con frutos carnosos formando islas separadas entre sí 45 m. El número total de islas fue de 8, distribuidas en los taludes de carreteras en función del tamaño del terraplén, de acuerdo con un muestreo estratificado (Tabla 1).

Tabla 1. Descripción de los 6 terraplenes en los que se realizó el estudio. Se indican los terraplenes donde se llevaron a cabo los tratamientos: terraplenes control (C) y terraplenes con plantaciones de especies leñosas en islas (T).

Terraplén	Número de islas de especies leñosas	Superficie (m ²)	Anchura(m)	Altura máxima (m)
C1	-	1920	120	28
C2	-	3600	180	42
C3	-	11400	340	79
T1	3	4400	220	20
T2	2	1600	160	10
T3	3	4800	160	38

Cada isla estaba compuesta por un árbol en posición central perteneciente a la especie *Prunus cerasifera* Ehrh. var. *pissardii* (Carrière) C.K. Schneid (Ciruelo rojo) (de 2,75 a 3 m de altura y 10 a 12 cm de diámetro del tronco a la altura del pecho), rodeado de cuatro arbustos espinosos y perennes de la especie *Pyracantha coccinea* M. Roem (espino de fuego) (50-60 cm de altura) (Figura 1). Seleccionamos individuos de *Pyracantha coccinea* con frutos carnosos maduros que ocuparan al menos el 30% de la copa del arbusto. Se seleccionaron ambas especies porque se encuentran con facilidad en viveros comerciales y son plantadas con frecuencia en taludes de carreteras con fines ornamentales. Además, ninguna de estas dos especies es nativa, ni estaban presentes en la vegetación circundante, por lo que podemos asumir que las semillas de estas especies que aparezcan en los excrementos proceden de las plantaciones realizadas. Estas estructuras podrían ser atractivas para las aves, ya que les pueden proporcionar posadero, refugio o alimento. Concretamente, los frutos carnosos de *Pyracantha coccinea* se han descrito como un recurso alimenticio para las aves frugívoras en otros ecosistemas mediterráneos (Debussche y Isenmann, 1994). Las especies leñosas con frutos carnosos se plantaron en febrero de 2009 y la reposición de marras de *Pyracantha coccinea* se realizó en octubre de 2010.

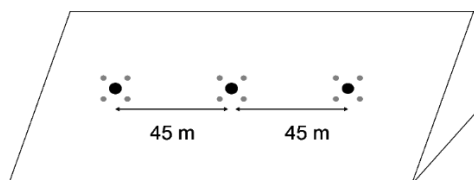


Figura 1. Diagrama donde se muestran las plantaciones en islas separadas entre sí 45 metros en un terraplén. Los círculos negros representan los árboles de la especie *Prunus cerasifera* subsp. *pissardii* y los círculos grises representan los arbustos de la especie *Pyracantha coccinea*.

Muestreo de aves

Las comunidades de aves y su distribución espacial en taludes de carreteras fueron muestreadas mediante dos métodos. En primer lugar, realizamos transectos lineales con el fin de identificar la composición de especies y de estimar la densidad de la comunidad de aves invernantes, dado que las especies frugívoras se encuentran presentes con máximos de abundancia en ésta época del año en Madrid. Para ello, recorrimos a pie cada terraplén por la mitad de su altura y a lo largo de toda su anchura, registrando todas las aves vistas o escuchadas a ambos lados por el observador. La distancia máxima desde la línea de pie al borde del terraplén fue siempre inferior a 40 m (Tabla 1), la vegetación era principalmente herbácea, por lo que asumimos que nuestras estimaciones de densidad estaban muy cerca del número total de aves que utilizaban el terraplén durante los muestreos. Los censos se realizaron de 08:00-13:00 h, cada dos o tres semanas (11 censos en total), durante dos años consecutivos (marzo-abril de 2009 y octubre 2009-marzo 2010). Para cada censo, se calculó la riqueza de especies de aves (número de especies/hectárea) y la densidad (número de individuos/hectárea). En segundo lugar, y con el fin de identificar el uso que las aves hacían del talud, se analizó la distribución espacial de las aves mediante muestreos focales. Cada terraplén fue muestreado durante 30 minutos desde un punto cercano con buena visibilidad, pero lo suficientemente alejado del terraplén como para evitar posibles alteraciones en el comportamiento de las aves (Verner, 1985). Cada ave se identificó a nivel especie y se registró su ubicación en el talud (con coordenadas X, Y), con el propósito de identificar si las aves se agregaban o no en torno a las plantaciones. Los muestreos focales se realizaron dos veces por semana de 08:00-13:00 h, aleatorizando los terraplenes para minimizar los posibles efectos de la hora sobre los patrones de actividad de las aves. Se realizaron un total de 25 focales por terraplén desde octubre de 2009 hasta mediados de marzo de 2010. No se llevaron a cabo muestreos de aves en condiciones de viento fuerte o lluvia.

Muestreo de especies leñosas con y sin frutos carnosos en las matrices adyacentes

El efecto de la vegetación leñosa de la matriz circundante sobre la comunidad de aves se analizó en parcelas circulares con un radio de 150 m, con centro en el punto inferior medio de los terraplenes. Esta distancia se considera adecuada para la dispersión de semillas por aves de tamaño mediano y pequeño (Jordano et al., 2007). La superficie del círculo se clasificó en cuatro capas por medio de fotografías aéreas: árboles, arbustos,

herbáceas, y la zona ocupada por la infraestructura. Muestreamos el 50% del área de cada capa, usando una o dos parcelas distribuidas al azar durante el invierno de 2009-2010. Se cuantificó la densidad de plantas leñosas, así como la densidad de especies leñosas que proporcionan frutos carnosos (número de individuos/hectárea).

Muestreo de la lluvia de semillas mediada por aves

La eficacia de las aves como dispersores de semillas en terraplenes con plantaciones se evaluó mediante trampas de excrementos (Fujita y Koike, 2009). Se colocaron 32 trampas (marco de madera de 50 x 50 cm, con una malla de tul) en los tres terraplenes con plantaciones. Se muestreó el 22% de la superficie de las parcelas experimentales, situando 16 trampas de excrementos dentro de las islas (dos por cada isla, bajo *Pyracantha coccinea*) y las otras 16 fueron colocadas fuera de las islas, equidistantes de las plantaciones vecinas (aprox. 22.5 m). Los excrementos de aves se recogieron cada dos semanas durante dos temporadas consecutivas, desde febrero 2009 hasta abril 2009 y desde octubre de 2009 hasta marzo 2010. El contenido de las heces se examinó con una lupa de diez aumentos. En concreto, la lluvia de semillas se evaluó mediante la tasa de excrementos que se definió como el número de excrementos por m² por mes. Todas las semillas encontradas en los excrementos se identificaron utilizando un catálogo hecho *ad hoc* con semillas recolectadas en los terraplenes estudiados y sus matrices asociadas. La viabilidad de las semillas fue estimada mediante pruebas de germinación en turba expuesta a 15 % de humedad relativa del aire y 22 ° C de temperatura del aire, con un fotoperiodo de 12 h de luz durante 12 meses.

Análisis de datos

Las diferencias estadísticas entre los terraplenes con plantaciones y los controles para las variables riqueza y densidad de las aves se analizaron mediante una ANOVA de medidas repetidas. El mismo análisis se utilizó para comparar la tasa de excrementos en las trampas colocadas dentro y fuera de las islas en los tres terraplenes con plantaciones. En ambos análisis, se utilizó la fecha de muestreo como factor de repetición. La densidad de aves y la tasa de excrementos fueron transformadas logarítmicamente para cumplir los supuestos de normalidad y homocedasticidad requeridos en los análisis. El porcentaje de aves registradas agrupadas por categorías tróficas, se midió dentro de las islas en parcelas de 6x6 m y en una superficie equivalente fuera de las islas (16 parcelas en total), y se

analizaron las diferencias en la aparición de grupos tróficos entre dentro y fuera de las islas mediante una prueba de Chi-cuadrado. Se evaluaron las correlaciones de Pearson entre la densidad de las especies de plantas leñosas (totales y con frutos carnosos) de las matrices adyacentes y la densidad de aves (totales y frugívoras facultativas) en los 6 terraplenes.

Todos los análisis estadísticos anteriores se realizaron con el programa Statistica 6.0 (StatSoft, Inc. Tulsa, OK, EE.UU.).

Utilizamos la función K de Ripley para estudiar la distribución espacial de las aves. El patrón de puntos se analizó con el uso de la función de correlación por pares $g(r)$. La función g es la densidad esperada de los puntos a una distancia dada, dividida por la intensidad del patrón (Stoyan y Stoyan, 1994), lo que la hace adecuada para análisis de patrones (Wiegand y Moloney, 2004). Las funciones se calcularon a un valor máximo de r igual a la altura máxima de cada terraplén. Debido a la baja cantidad de aves, se analizó el patrón de distribución acumulado de los 25 censos focales. Se utilizó un tamaño de celda de 1 x 1 m, y la anchura de los anillos fue una unidad de celda. Para determinar si el patrón identificado fue significativamente diferente de lo esperado por azar, se utilizaron técnicas de simulación de Monte Carlo para construir intervalos de confianza al 95%, con 999 simulaciones utilizando el proceso heterogéneo de Poisson, que constituye una alternativa a los modelos nulos de aleatoriedad espacial completa (CSR) para los patrones de puntos en áreas de forma irregular. Se realizaron dos tipos de análisis para el patrón espacial: univariante, en el que sólo se tuvo en cuenta el patrón de las aves en los terraplenes; y bivalente, en el que se consideró, por un lado, el patrón de las aves al azar, y por otro, la posición de las islas de las especies leñosas como un patrón fijo de puntos.

Los análisis de la función K de Ripley se realizaron con el software “Programita” (Wiegand y Moloney, 2004).

Resultados

Se identificaron un total de 3 746 individuos pertenecientes a 27 especies de aves mediante los dos métodos de muestreo (transectos y focales) en los terraplenes (Tabla 2). La familia más frecuentemente observada fue *Fringillidae* (76 % de todas las observaciones), seguida por *Motacillidae* (10 %) y *Embericidae* (7 %). Las especies que acumularon el mayor número de observaciones fueron el pardillo (*Carduelis cannabina* L.), la bisbita (*Anthus pratensis* L.), el jilguero (*Carduelis carduelis* L.), el verdecillo (*Serinus serinus* L.), el pinzón euroasiático (*Fringilla coelebs* L.) y el triguero (*Miliaria calandra* L.). Cerca del 70 % de las especies de aves fueron granívoras obligadas o facultativas, las cuales representaron el 87 % de las observaciones. Solo 9 especies pertenecieron al grupo trófico de los frugívoros facultativos, las cuales acumularon el 11 % de las observaciones (Tabla 2).

La riqueza media y la densidad de aves por terraplén fueron: 2.11 ± 2.29 especies/hectárea y 38.64 ± 8.79 individuos/hectárea, respectivamente. No se encontraron diferencias significativas para estas variables entre los terraplenes con o sin plantaciones (medidas repetidas ANOVA; $p > 0.05$ en ambos casos).

La comunidad de aves, dominada por las especies granívoras, mostró un patrón de distribución agregado a distancias cortas en el análisis univariado (entre 1 y 5 metros), tanto en los terraplenes con plantaciones y como en los control (Figura 2). Los análisis bivariantes indicaron una relación variable entre el patrón espacial de la distribución de las aves y la posición de las islas de especies leñosas para los terraplenes (Figura 3). Terraplén T1 mostró un patrón aleatorio (Figura 3A), mientras que el terraplén T2 (Figura 3B) tuvo una densidad más baja de las aves de lo esperado a 7-8 m, seguida de una agregación a 9 m. Por último, el terraplén T3 (Figura 3C) mostró una agregación en el patrón espacial de las aves en torno a las islas para distancias entre 1 y 8 metros.

Nuestros resultados mostraron que las plantaciones actuaron como atractores selectivos de las aves frugívoras presentes, dado que distribución porcentual de las aves por grupos tróficos, mostró que el porcentaje de aves frugívoras fue significativamente mayor Dentro de las islas (Chi cuadrado = 11.11, $df = 5$, $p < 0.05$, Figura 4) y fuera de ellas, las aves granívoras fueron más abundantes (Chi cuadrado = 12.50, $df = 5$, $p < 0.05$, Figura 4).

Tabla 2. Listado de especies de aves detectadas considerando los dos tipos de muestreos (transectos lineales y focales). Se indica el grupo trófico de cada especie: granívoro (Gr), insectívoro (In), frugívoro (Fr), carnívoro (Ca) y omnívoro (Om) (Cramp et al., 1977-1994; www.encyclopediadelasaves.es/originales/Enciclopedia_Aves.htm). Para el cálculo del porcentaje de aparición se tuvieron en cuenta los dos tipos de muestreo.

Nombre científico	Nombre común	Familia	Grupo trófico	% Aparición
<i>Alectoris rufa</i>	Perdiz roja	<i>Phasianidae</i>	Gr	0.4
<i>Anthus pratensis</i>	Bisbita común	<i>Motacillidae</i>	Gr-In	10
<i>Bubulcus ibis</i>	Garcilla bueyera	<i>Ardeidae</i>	In	0.16
<i>Carduelis cannabina</i>	Pardillo	<i>Fringillidae</i>	Gr-In	29.53
<i>Carduelis carduelis</i>	Jilguero	<i>Fringillidae</i>	Gr	17.56
<i>Carduelis chloris</i>	Verderón común	<i>Fringillidae</i>	Gr-In	0.12
<i>Columba palumbus</i>	Paloma torcaz	<i>Columbidae</i>	Gr	0.64
<i>Emberiza cia</i>	Escribano montesino	<i>Emberizidae</i>	Gr-In	0.48
<i>Emberiza cirulus</i>	Escribano soteño	<i>Emberizidae</i>	Gr-In	0.16
<i>Erithacus rubecula</i>	Petirrojo europeo	<i>Turdidae</i>	In-Fr	0.24
<i>Fringilla coelebs</i>	Pinzón vulgar	<i>Fringillidae</i>	Gr-In- Fr	13.3
<i>Galerida cristata</i>	Cogujada	<i>Alaudidae</i>	Gr-In	1.77
<i>Lanius meridionalis</i>	Alcaudón real	<i>Laniidae</i>	In-Ca	0.04
<i>Miliaria calandra</i>	Triguero	<i>Emberizidae</i>	Gr-In	9.08
<i>Motacilla alba</i>	Lavandera blanca	<i>Motacillidae</i>	In	1.97
<i>Parus caeruleus</i>	Herrerillo común	<i>Paridae</i>	Gr-In- Fr	0.04
<i>Parus major</i>	Carbonero común	<i>Paridae</i>	In- Fr	0.16
<i>Passer domesticus</i>	Gorrión doméstico	<i>Passeridae</i>	Om	0.68
<i>Passer montanus</i>	Gorrión molinero	<i>Passeridae</i>	Om	0.16
<i>Phoenicurus ochruros</i>	Colirrojo tizón	<i>Turdidae</i>	Gr-In- Fr	1.17
<i>Phylloscopus collybita</i>	Mosquitero común	<i>Sylviidae</i>	In-Fr	2.05
<i>Pica pica</i>	Urraca	<i>Corvidae</i>	Om	0.76
<i>Saxicola torquata</i>	Tarabilla común	<i>Turdidae</i>	Gr-In- Fr	0.76
<i>Serinus serinus</i>	Verdecillo	<i>Fringillidae</i>	Gr-In	0.52
<i>Sylvia atricapilla</i>	Curruca capirota	<i>Sylviidae</i>	In Fr	8.12
<i>Sylvia melanocephala</i>	Curruca cabecinegra	<i>Sylviidae</i>	In- Fr	0.04
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Chochín	<i>Troglodytidae</i>	In	0.04

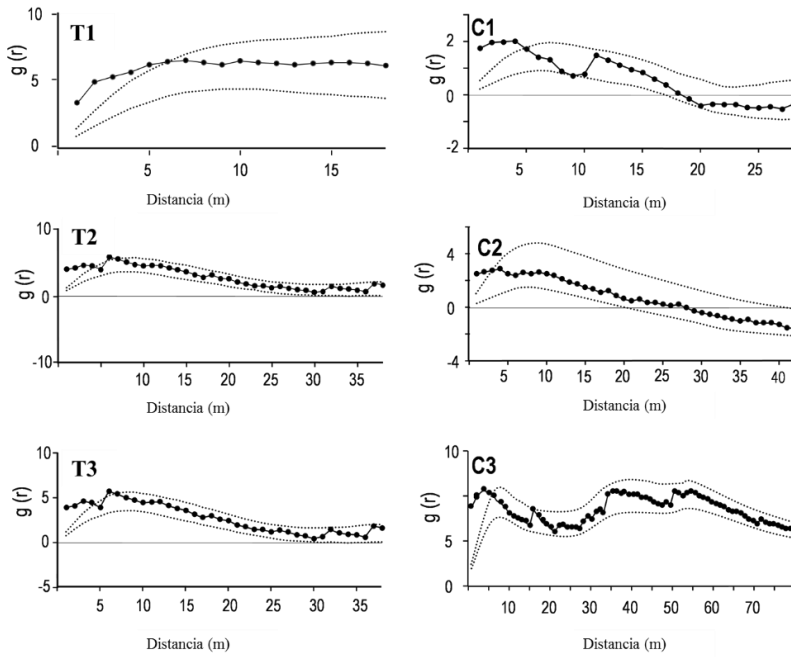


Figura 2. Análisis univariante de la función K de Ripley para la distribución espacial de las aves de los terraplenes con plantaciones (T1, T2, T3) y control (C1, C2, C3). La línea punteada representa los intervalos de confianza ($p = 0.05$) comparado con un proceso heterogéneo de Poisson. Cuando el patrón espacial detectado es al azar $g(r) = 1$, cuando los valores son <1 indica una distribución espacial regular, mientras que cuando los valores son >1 el patrón es agregado. Los resultados muestran una distribución agregada para distancias menores de 5 m y una distribución al azar para distancias mayores de 5 m.

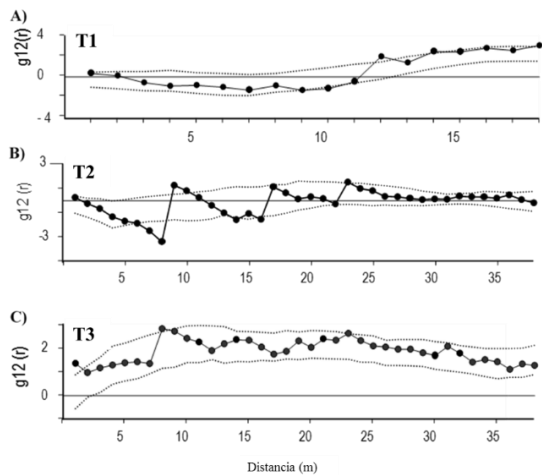


Figura 3. Análisis bivalente de la función K de Ripley para la distribución de las aves considerada como puntos al azar y la posición de las islas experimentales consideradas como puntos fijos en terraplenes con plantaciones (T). La línea punteada representa los intervalos de confianza ($p = 0.05$) comparado con un proceso heterogéneo de Poisson. Cuando el patrón espacial detectado es al azar entonces $g(r) = 1$, cuando los valores son <1 indica una distribución espacial regular, mientras que cuando los valores son >1 el patrón es agregado en torno a las islas. Los resultados muestran para la mayoría de las distancias una distribución al azar.

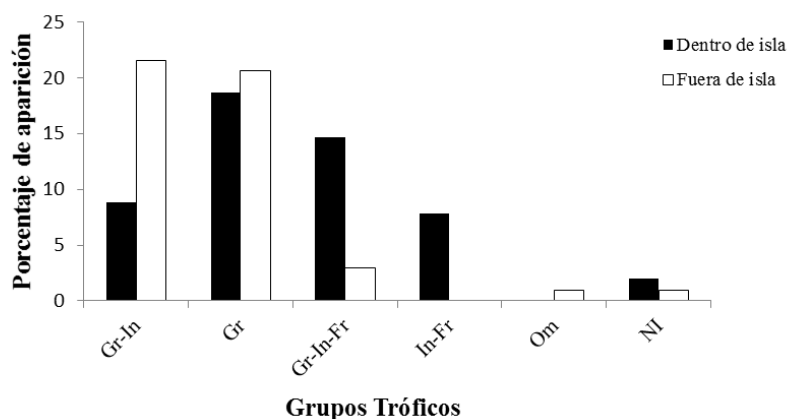


Figura 4. Porcentaje de aparición de aves por grupos tróficos, Dentro y Fuera de isla en los terraplenes con tratamiento (plantación). Grupos tróficos: Granívoros (Gr), insectívoros (In), frugívoros (Fr) y omnívoros (Om). Se muestra también el porcentaje de individuos no identificados (NI).

Del total excrementos recogidos entre todas las trampas (210), un 9 % de los excrementos contenía semillas, de las cuales el 30.6 % germinaron. La semilla más abundantemente detectada en los excrementos, perteneció a la especie *Pyracantha coccinea* (57.9 % de las semillas), seguidas por las de la herbáceas *Solanum nigrum* L. y las de *Vicia dasycarpa* Diez. Por lo tanto, nuestros resultados pusieron de manifiesto que se detectó dispersión activa de semillas de *Pyracantha* mediada por las aves en los taludes. No obstante, no se encontraron semillas de especies leñosas presentes en las matrices adyacentes. La tasa de deposición de excrementos mostró variaciones a lo largo del tiempo. Las tasas más altas se detectaron durante el invierno (Figura 5). Teniendo en cuenta el período más activo (octubre a enero), se encontraron diferencias significativas entre los tres terraplenes muestreados en las distintas fechas y entre la localización de las trampas (Dentro / Fuera de isla) (Tabla 3). En las trampas situadas Dentro de las islas se recogieron 1.7 veces más excrementos que en las situadas fuera de las islas, del mismo modo, el terraplén T3 tuvo entre 2.4 y 2.9 veces más excrementos que los otros dos durante el periodo de mayor actividad.

En los muestreos de las matrices adyacentes, encontramos 26 especies de plantas leñosas. Las especies leñosas con frutos carnosos fueron *Rosa* spp., *Rubus ulmifolius* Schott y *Crataegus monogyna* Jacq. La densidad media de las especies leñosas varió entre 55 y 8772 individuos/hectárea, mientras que la densidad de especies con frutos carnosos varió entre 12 y 93 individuos/hectárea en las matrices asociadas a los terraplenes. La densidad de aves frugívoras estuvo significativamente relacionada con la densidad de plantas

leñosas con frutos carnosos en las matrices adyacentes ($r = 0.976$, $p < 0.001$, $N = 6$). El terraplén T3 presentó la mayor frecuencia de aves frugívoras facultativas y la mayor densidad de especies con frutos carnosos en sus inmediaciones. Por el contrario, terraplén T1 tuvo los valores más bajos para ambas variables. Sin embargo, la densidad total de aves en los terraplenes no estuvo correlacionada ni con la densidad total de las plantas leñosas en las matrices, ni con las leñosas con frutos carnosos ($r = 0.12$, $p = 0.816$ y $r = 0.152$, $p = 0.774$, respectivamente, $N = 6$).

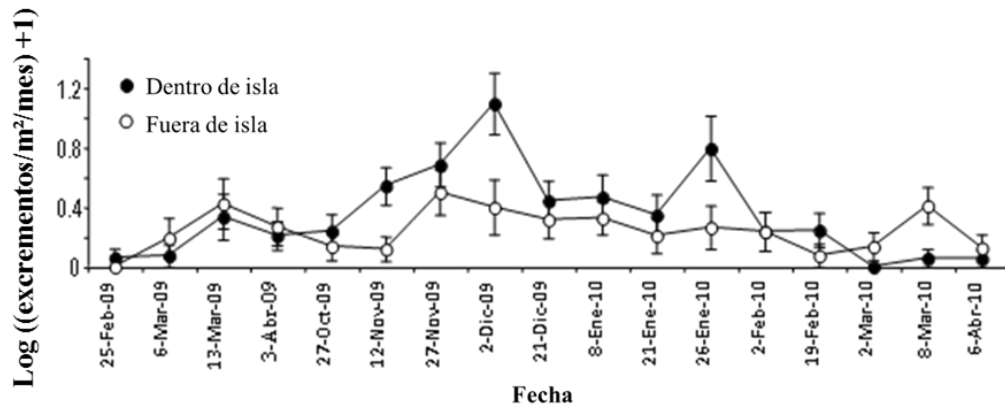


Figura 5. Variación temporal de la tasa de deposición de excrementos (media±ES) encontrada en las trampas de excrementos a lo largo del periodo estudiado. La tasa de excrementos detectada dentro de isla se representa con círculos negros y la tasa de excrementos fuera de isla con círculos blancos.

Tabla 3. ANOVA de medidas repetidas para la tasa de deposición de excrementos transformada (logaritmo (excrementos/m²/mes)+1). El terraplén y la localización de la trampa (Dentro / Fuera de la isla) fueron considerados factores fijos, y la fecha se consideró como factor de repetición. El análisis de febrero de 09 – abril 10 se realizó con todas las muestras ($N=17$) y para el periodo de mayor actividad (octubre 09 – enero 10) consideramos $N=8$ (ver Figura 5). Los grados de libertad (gl), el valor de la F y del valor de la probabilidad asociado (p) son mostrados para cada factor y sus interacciones.

	febrero 09 - abril 10			octubre 09 - enero 10		
	gl	F	p	gl	F	p
Terraplén	2	5.95	0.007	2	13.57	<0.001
Dentro / Fuera de isla	1	3.78	0.063	1	3.65	0.040
Terraplén x Dentro / Fuera de isla	2	0.09	0.913	2	0.14	0.871
Fecha	16	5.91	<0.001	7	3.51	<0.001
Fecha x Terraplén	32	2.85	<0.001	14	1.84	0.036
Fecha x Dentro / Fuera de isla	16	2.63	<0.001	7	1.43	0.195
Fecha x Terraplén x Dentro / Fuera de isla	32	1.76	0.007	14	2.15	0.011

Discusión

La restauración ecológica persigue que las acciones locales, como las plantaciones, tengan resultados a mayor escala, tales como el fortalecimiento de flujos dispersivos (véase, por ejemplo Wydhayagarn et al., 2009; Rey Benayas et al., 2008). Sin embargo, nuestros resultados muestran que las plantaciones experimentales de especies ornamentales, no fortalecieron de manera consistente la dispersión de semillas por aves en el contexto agrícola y periurbano estudiado. Este fracaso no se debió a una baja densidad de aves en los terraplenes, sino más bien a una composición de la comunidad empobrecida en aves frugívoras, reflejo un uso histórico del territorio, donde la agricultura y la ganadería han generado un paisaje altamente deforestado, que no favorece la abundancia de las aves frugívoras asociadas a hábitats forestales (Herrera, 1985). Asimismo, nuestros resultados indican que la comunidad de aves estuvo dominada por especies granívoras, en consonancia con un paisaje formado mayoritariamente por tierras de cultivo. Estas especies no utilizan las islas de especies leñosas plantadas y además, en lugar de ser dispersores eficientes de semillas, reducen la disponibilidad local de semillas viables debido a que son parte fundamental de su dieta, y al mismo tiempo, su contribución por exozoocoria a la dispersión de semillas depende de las condiciones ambientales (Twigg et al., 2009).

La abundancia de aves frugívoras es un buen predictor de la dispersión de semillas en paisajes antropizados (García et al., 2010). En nuestro estudio, a pesar de la baja densidad de aves frugívoras, se encuentra evidencias del uso de las plantaciones experimentales como recurso alimenticio y posadero durante el periodo muestreado. El consumo de frutos carnosos se puso de manifiesto por la presencia de semillas viables de *Pyracantha coccinea* procedentes de las plantaciones encontradas en los excrementos, y el uso de las plantaciones como posadero quedó refrendado por una tasa de excrementos mayor bajo las plantaciones experimentales, que alcanzó los valores más altos entre octubre y enero, coincidiendo con la mayor afluencia de especies invernantes en la región mediterránea (Herrera, 1995). Por lo tanto, las plantaciones experimentales de leñosas en islas actúan como atractores selectivos pero para un número limitado de individuos. Este hecho también puede ser atribuido, al limitado tamaño y edad de las plantaciones, siendo esperable que plantaciones con una mayor densidad de individuos y una mayor madurez tengan un potencial atractor más alto (Le Viol et al., 2008).

El bajo número de aves frugívoras no se debió a una baja densidad total de aves en la zona de estudio. La densidad total de aves detectada en los terraplenes fue diez veces superior a la de otros entornos próximos al área estudiada (Carrascal et al., 2002) o a la de escenarios agrícolas similares (Díaz y Tellería, 1994). Igualmente, altas densidades de aves han sido detectadas en espacios afectados por infraestructuras lineales tales como líneas ferroviarias o carreteras que atraviesan paisajes fundamentalmente agrícolas (Best et al., 1995; Delgado y Moreira, 2000). En nuestro estudio, la alta densidad observada es debida en parte, a la alta frecuencia de bandos mixtos de fringílidos en los terraplenes durante el invierno, ya que durante esta época del año las aves granívoras tienen un comportamiento más gregario y menos selectivo con respecto al hábitat (Morse, 1982). Por otro lado, se observó una riqueza de especies relativamente baja, lo que está en consonancia con estudios anteriores relativos a los efectos negativos del tráfico sobre la composición de la comunidad de aves tales como la pérdida de hábitat (Laurance, 2004), la alteración por ruido del tráfico (Forman et al., 2002; Bautista et al., 2004), el aumento de la depredación (Bergin et al., 2000), o las colisiones con vehículos (Erickson et al., 2005).

Asimismo, otros estudios han sugerido que la instalación de posaderos para aves puede compensar la escasez de aves frugívoras en ambientes alterados por el hombre (Herrera y García, 2009). En nuestro estudio, sin embargo, el uso de los posaderos o perchas fue desigual entre los taludes de carreteras muestreados. Esta diferencia entre terraplenes parece estar vinculada a la correlación observada entre la densidad de aves frugívoras en los taludes de carretera y la densidad de las plantas con frutos carnosos en la matrices adyacentes, lo cual pone de manifiesto que la efectividad de la medida es dependiente de las características del emplazamiento de la misma. Recientes estudios revelan que en paisajes agrícolas, los grupos de árboles aislados pueden dispersar sus semillas vía frugívoros (Coulson et al., 2013). Por lo tanto, una falta de correspondencia entre las acciones de revegetación locales y la estructura del paisaje de la matriz parece explicar por qué las semillas de la matriz de especies con frutos carnosos (*Rosa* spp., *Rubus ulmifolius*, o *Crataegus monogyna*) nunca llegaron a los terraplenes.

En términos prácticos, la conexión de los terraplenes podría haber aumentado con medidas de mejora de la vegetación de la matriz circundante, tales como el establecimiento de corredores a modo de puntos intermedios (en inglés *Stepping-Stone*) (*sensu* Gillies y St. Clair, 2010), mediante la plantación de arbustos con frutos carnosos

en la trayectoria de los movimientos de las aves que dispersan semillas. En resumen, la heterogeneidad del paisaje actual proporciona el marco estructural en el que los sitios perturbados, como los taludes de carreteras deben ser “conectados” con el fin de favorecer su integración ecológica.

Conclusiones

Nuestro estudio proporciona evidencias de que la falta de consideración de la estructura del paisaje puede poner en riesgo el éxito de las acciones de restauración ecológica en los entornos de las carreteras, cuando estas se diseñan a nivel local. Los taludes de carreteras, tienen una memoria interna empobrecida, y las aves son considerados como los principales agentes dispersores proporcionando la memoria ecológica externa, debido a su capacidad de introducir semillas en el ecosistema degradado desde entornos próximos con un mejor estado de conservación (Lundberg y Moberg, 2003). Las plantaciones evaluadas funcionan como atractores selectivos de aves frugívoras. Sin embargo, el restablecimiento de la función de las aves como dispersoras de semillas, puede ser difícil de lograr, cuando la comunidad de aves es reflejo de una larga historia de urbanización y uso del suelo agrícola del territorio, en las que las aves granívoras son el grupo trófico dominante (Chace y Walsh, 2006). No obstante, la existencia de retazos de vegetación con especies leñosas de frutos carnosos en las matrices aumenta la abundancia de aves frugívoras. La conservación o la creación de islas de vegetación leñosa en paisajes agrícolas a menudo ha sido recomendada para fomentar la restauración de las comunidades bióticas y responder a cambios de uso de la tierra como el abandono de la agricultura (Rey Benayas et al., 2008; Herrera y García, 2009; Manning et al., 2009). Para alcanzar este objetivo, nuestros resultados ponen en relieve la importancia de la estructura del paisaje, como resultado de un proceso histórico a mayor escala que dirige los procesos a menor escala. Nuestros resultados proporcionan un ejemplo práctico que apoya el enfoque “*top-down*” (de mayor a menor escala) para el diseño protocolos y de acciones locales de restauración, que considere las interacciones a través de las escalas espaciotemporales (Suding y Hobbs, 2009).

Bibliografía

- Bautista, L.M., García, J.T., Calmaestra, R.G., Palacín, C., Martín, C.A., Morales, M.B., Bonal, R., Viñuela, J., 2004. Effect of weekend road traffic on the use of space by raptors. *Conservation Biology* 18, 726-732.
- Bengtsson, J., Angelstam, P., Elmqvist, T., Emanuelsson, U., Folke, C., Ihse, M., Moberg, F., Nyström, M., 2003. Reserves, resilience and dynamic landscapes. *Ambio* 32, 389-96.
- Bergin, T.M., Best, L.B., Freemark, K.E., Koehler, K.J., 2000. Effects of landscape structure on nest predation in roadsides of a midwestern agroecosystem : a multiscale analysis. *Wildlife Research* 15, 131-143.
- Best, L.B., Freemark, K.E., Dinsmore, J.J., Camp, M., 1995. A review and synthesis of habitat use by breeding birds in agricultural landscapes of Iowa. *American Midland Naturalist* 134, 1-29.
- Bochet, E., García-Fayos, P., Tormo, J., 2007. Road slope revegetation in semiarid mediterranean environments. Part I: seed dispersal and spontaneous colonization. *Restoration Ecology* 15, 88-96.
- Bonet, A., 2004. Secondary succession of semi-arid Mediterranean old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. *Journal of Arid Environments* 56, 213-233.
- Carrascal, L.M., Palomino, D., Lobo, J.M., 2002. Patrones de preferencias de hábitat y de distribución y abundancia invernal de aves en el centro de España. Análisis y predicción del efecto de factores ecológicos. *Animal Biodiversity and Conservation* 1, 7-40.
- Chace, J.F., Walsh, J.J., 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74, 46-69.
- Clevenger, A.P., Chruszcz, B., Gunson, K.E., 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109, 15-26.
- Coulson, C., Spooner, P.G., Lunt, I.D., Watson, S.J., 2013. From the matrix to roadsides and beyond: the role of isolated paddock trees as dispersal points for invasion. *Diversity and Distribution*. DOI: 10.1111/ddi.12135
- Cramp, S., Simmons, K.E.L., Perrins, C., 1977-1994. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa*. 9 Volumes. Oxford: Oxford University Press
- de la Riva, E.G., Casado, M.A., Jiménez, M.D., Mola, I., Costa-Tenorio, M., Balaguer, L., 2011. Rates of local colonization and extinction reveal different plant community assembly mechanisms on road verges in central Spain. *Journal of Vegetation Science* 22, 292-302.
- Debussche, M., Isenmann, P., 1994. Bird-dispersed seed rain and seedling establishment in patchy Mediterranean vegetation. *Oikos* 69, 414-426.
- Delgado, A., Moreira, F., 2000. Bird assemblages of an Iberian cereal steppe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 78, 65-76.

- Díaz, M., Tellería, J., 1994. Predicting the effects of agricultural changes in central Spanish croplands on seed-eating overwintering birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 49, 289-298.
- Erickson, W.P., Johnson, G.D., Young Jr, D.P., 2005. A summary and comparison of bird mortality from anthropogenic causes with an emphasis on collisions 1 fatality rates. US Forest Service General Technical Report, PSW 191, 1029-1042.
- Forman, R.T.T., Reineking, B., Hersperger, A.M., 2002. Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape. *Environmental Management* 29, 782-800.
- Foster, B.L., Dickson, T.L., Murphy, C. a., Karel, I.S., Smith, V.H., 2004. Propagule pools mediate community assembly and diversity-ecosystem regulation along a grassland productivity gradient. *Journal of Ecology* 92, 435-449.
- Fujita, M., Koike, F., 2009. Landscape effects on ecosystems: birds as active vectors of nutrient transport to fragmented urban forests versus forest-dominated landscapes. *Ecosystems* 12, 391-400.
- García, D., Zamora, R., Amico, G.C., 2010. Birds as suppliers of seed dispersal in temperate ecosystems: conservation guidelines from real-world landscapes. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology* 24, 1070-9.
- Gillies, C.S., St. Clair, C.C., 2010. Functional responses in habitat selection by tropical birds moving through fragmented forest. *Journal of Applied Ecology* 47, 182-190.
- Herrera, C.M., 1985. Chapter11 Habitat-consumer interactions in frugivorous birds. *Habitat selection in birds*, 341.
- Herrera, C.M., 1995. Plant-vertebrate seed dispersal systems in the Mediterranean: Ecological and Historical Evolutionary, Determinants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 26, 705-727.
- Herrera, C.M., García, D., 2009. The role of remnant trees in seed dispersal through the matrix: Being alone is not always so sad. *Biological Conservation* 142, 149-158.
- Holl, K.D., Loik, M.E., Lin, E.H. V., Samuels, I.A., 2000. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. *Restoration Ecology* 8, 339-349.
- Howe, H.F., Miriti, M.N., 2004. When seed dispersal matters. *BioScience* 54, 651-660.
- Howe, H.F., Smallwood, J., 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13, 201-228.
- Huijser, M.P., Clevenger, A.P, 2006. Habitat and corridor function of rights-of-way, in: Davenport J, Davenport JL (Ed). *The ecology of transportation: managing mobility for the environment*. Springer, London. pp 233-254
- Jordano, P., García, C., Godoy, J. a, García-Castaño, J.L., 2007. Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 3278-82.

- Kociolek, A.V, Clevenger, A.P., St Clair, C.C., Proppe, D.S., 2011. Effects of road networks on bird populations. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology* 25, 241-9.
- Lambertucci, S. A., Speziale, K.L., Rogers, T.E., Morales, J.M., 2009. How do roads affect the habitat use of an assemblage of scavenging raptors? *Biodiversity and Conservation* 18, 2063-2074.
- Laurance, S.G.W., 2004. Responses of Understory Rain Forest Birds to Road Edges in Central Amazonia responses of understory rain forest birds to road edges in central Amazonia. *Ecological Applications* 14, 1344-1357.
- Le Viol, I., Julliard, R., Kerbiriou, C., De Redon, L., Carnino, N., Machon, N., Porcher, E., 2008. Plant and spider communities benefit differently from the presence of planted hedgerows in highway verges. *Biological Conservation* 141, 1581-1590.
- Ludwig, A.J, Tongway, D.J, Freudenberger, D., Noble, J., Hodgkinson, K., (ed) (1997). *Landscape ecology, function and management: principles from Australia's rangelands*. Melbourne Australia: CSIRO Publishing.
- Lundberg, J., Moberg, F., 2003. Mobile link organisms and ecosystem functioning: implications for ecosystem resilience and management. *Ecosystems* 6, 87-98.
- Manning, A.D., Gibbons, P., Lindenmayer, D.B., 2009. Scattered trees: a complementary strategy for facilitating adaptive responses to climate change in modified landscapes? *Journal of Applied Ecology* 46, 915-919.
- Matesanz, S., Valladares, F., Tena, D., Costa-Tenorio, M., Bote, D., 2006. Early dynamics of plant communities on revegetated motorway slopes from southern Spain: is hydroseeding always needed? *Restoration Ecology* 14, 297-307.
- Méndez, M., García, D., Maestre, F.T., Escudero, A., 2008. More Ecology is Needed to Restore Mediterranean Ecosystems: A Reply to Valladares and Gianoli. *Restoration Ecology* 16, 210-216.
- Meunier, F., Verheyden, C., Jouventin, P., 1999. Bird communities of highway verges: Influence of adjacent habitat and roadside management. *Acta Oecologica* 20, 1-13.
- Mola, I., Jiménez, M.D., López-Jiménez, N., Casado, M.A., Balaguer, L., 2011. Roadside reclamation outside the revegetation season: management options under schedule pressure. *Restoration Ecology* 19, 83-92.
- Morse, D.H., 1982. *Behavioral mechanisms in ecology*. (Ed) Harvard University Press.
- Nathan, R., Schurr, F.M., Spiegel, O., Steinitz, O., Trakhtenbrot, A., Tsoar, A., 2008. Mechanisms of long-distance seed dispersal. *Trends in Ecology & Evolution* 23, 638-47.
- Reijnen, R., Foppen, R., 2006. Impact of road traffic on breeding bird populations, in: Davenport J, Davenport JL (Eds). *The ecology of transportation: managing mobility for the environment*. Springer, London. pp 255-274
- Rey Benayas, J.M., Bullock, J.M., Newton, A.C., 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, 329-336.

- Sekercioglu, C.H., 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology & Evolution* 21, 464-71.
- Statsoft inc. 2001. Statistica for Windows 6.0. Tulsa, Oklahoma: Statsoft Inc
- Stoyan, D., Stoyan, H., (1994) *Fractal, Random Shapes and Point field*. (ed) Wiley, Chichester. pp 389.
- Suding, K.N., Hobbs, R.J., 2009. Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends in Ecology & Evolution* 24, 271-9.
- Tormo, J., Bochet, E., García-Fayos, P., 2007. Roadfill revegetation in semiarid mediterranean environments. Part II: topsoiling, species selection, and hydroseeding. *Restoration Ecology* 15, 97-102.
- Twigg, L.E., Lowe, T.J., Taylor, C.M., Calver, M.C., Martin, G.R., Stevenson, C., How, R., 2009. The potential of seed-eating birds to spread viable seeds of weeds and other undesirable plants. *Austral Ecology* 34, 805-820.
- Verner, J., 1985. Assessment on counting techniques. pp 247-302 in R. Johnson F editor. *Current ornithology*. Volume 2. Plenum Press, New York, New York, USA. pp 247-302
- Wiegand, T., A. Moloney, K., 2004. Rings, circles, and null-models for point pattern analysis in ecology. *Oikos* 104, 209-229.
- Wilkinson, D.M., 1997. Plant colonization: are wind dispersed seeds really dispersed by birds at large spatial and temporal scales? *Journal of Biogeography* 24, 61-65.
- Wydhayagarn, C., Elliott, S., Wangpakapattanawong, P., 2009. Bird communities and seedling recruitment in restoring seasonally dry forest using the framework species method in Northern Thailand. *New Forests* 38, 81-97.
- Zamora, R., Hódar, J.A., Matías, L., Mendoza, I., 2010. Positive adjacency effects mediated by seed disperser birds in pine plantations. *Ecological Applications: a publication of the Ecological Society of America* 20, 1053-60.

Referencias web

La enciclopedia de las aves de España. Último acceso el 16 de diciembre de 2013
http://www.encyclopediadelasaves.es/originales/Enciclopedia_Aves.htm

CAPÍTULO II

EFFECTOS DE PLANTACIONES DE ESPECIES LEÑOSAS Y EL CONTEXTO AMBIENTAL SOBRE EL ENSAMBLAJE DE COMUNIDADES EN TALUDES DE CARRETERA



Plantaciones realizadas en los taludes.

“To do science is to search for repeated patterns”
MacArthur (1972)

Resumen

Las plantaciones son una medida de revegetación estándar en espacios afectados por la construcción de infraestructuras lineales. No obstante, se desconocen sus efectos sobre la estructura y funcionamiento en estos ecosistemas y el papel que las plantaciones pueden jugar durante las primeras etapas del ensamblaje de comunidades. Las acciones de restauración y revegetación pueden modificar los filtros ambientales, dirigiendo las comunidades de especies hacia trayectorias de ensamblaje alternativas. Los efectos locales de las plantaciones (cambios en la fertilidad del suelo, aumento sombreado, disminución de oscilación térmica, etc.) podrían modular los filtros ambientales que actúan sobre el “*pool*” regional de especies hasta dar lugar a la comunidad local. En el presente estudio, se evaluó el efecto de plantaciones de especies leñosas ornamentales en terraplenes de carretera sobre las variables edáficas y la dinámica de la vegetación (cobertura, riqueza, diversidad y composición de especies). También se consideró la influencia de los retazos de vegetación adyacentes y de las condiciones edáficas iniciales de los taludes sobre la composición de especies. Los resultados indican que las plantaciones experimentales tuvieron una ligera influencia sobre la tendencia general de las variables edáficas, pero no modificaron la dinámica de la vegetación. Por lo tanto, las plantaciones de especies leñosas no fueron efectivas para incrementar la diversidad vegetal, ni alterar la comunidad de especies de plantas en terraplenes durante el periodo de estudio. Sin embargo, los resultados muestran que la estructura y composición de la vegetación adyacente, las condiciones edáficas iniciales, y las técnicas previas de revegetación (hidrosiembra y extendido de tierra vegetal) condicionaron la composición de especies de plantas en los terraplenes de carretera. Tener en cuenta las condiciones y el contexto ambiental puede mejorar la evaluación de la idoneidad de las medidas de restauración y revegetación en los taludes y puede contribuir a proponer acciones específicamente diseñadas para cada tipo de escenario afectado por las carreteras, que maximicen la diversidad y la integración con el entorno.

Palabras clave: composición de especies herbáceas, condiciones edáficas, filtros ambientales, medida estándar de revegetación, restauración ecológica, terraplenes, vegetación adyacente.

Introducción

El ensamblaje de comunidades es el proceso mediante el cual las especies del “*pool*” regional colonizan e interactúan para formar una comunidad local (*sensu* HilleRisLambers et al., 2012). Desentrañar los mecanismos del ensamblaje de comunidades es clave para la restauración de los espacios degradados, con el fin de favorecer una composición de especies que maximice la funcionalidad y la estabilidad de los procesos de los ecosistemas (Loreau et al., 2001; Young et al., 2001; Temperton y Hobbs, 2004). Las reglas del ensamblaje de comunidades describen las restricciones desde la llegada hasta el establecimiento de las especies, determinadas por dos tipos de filtros ambientales: la capacidad de carga del medio (primordialmente de carácter abiótico) y las interacciones bióticas (fundamentalmente la dispersión y las relaciones de competencia y facilitación), los cuales operan simultánea y jerárquicamente (Keddy, 1992; Temperton, 2007; Götzenberger et al., 2012). El ensamblaje de comunidades proporciona un marco conceptual validado para la evaluación de medidas de restauración y revegetación en los espacios afectados por la construcción de carreteras (Wilson et al., 2000; Valladares et al., 2008; de la Riva et al., 2011).

En los taludes de carretera de clima mediterráneo, el ensamblaje de comunidades de plantas está determinado por unas condiciones ambientales desfavorables para el establecimiento de plantas, caracterizadas por unos sustratos con un bajo contenido de nutrientes y una limitada disponibilidad de agua (García-Fayos et al., 2000; Jiménez et al., 2011). Los efectos de los filtros que afectan a la capacidad de carga, actúan primeramente sobre las comunidades de especies, y luego son modulados por interacciones bióticas (Armas y Pugnaire, 2011). A pesar de la condición de ecosistema degradado, los taludes no son elementos aislados, sino que interaccionan con el paisaje circundante mediante diversos mecanismos que operan a través de las escalas como la dispersión de propágulos (Nathan y Muller-Landau, 2000). De hecho, las interacciones con los retazos de vegetación adyacente son determinantes para la estructura y composición de las comunidades vegetales en los taludes de carretera (Bochet et al., 2004; Mola et al., 2011; de la Riva et al., 2011). Sin embargo, las actuaciones de revegetación en los taludes de carretera no tienen en cuenta estos aspectos a escala de paisaje limitándose a intervenciones de carácter local, siendo las más comunes las hidrosiembras y las plantaciones. En primer lugar, las hidrosiembras persiguen estabilizar el talud

mediante una cubierta vegetal, añadiendo una mezcla con semillas de especies, consideradas “*starters*”, de rápido crecimiento, pertenecientes mayoritariamente a las familias de gramíneas y leguminosas. El establecimiento acelerado de una cubierta vegetal en las fases iniciales pretende minimizar procesos erosivos y favorecer el establecimiento de especies deseables, mejorando las condiciones abióticas tras la construcción de los taludes. Asimismo, estas especies de hidrosiembra pueden constreñir la dinámica de la vegetación, debido a la dominancia que pueden ejercer algunas de ellas (Matesanz et al., 2006; García-Palacios et al., 2010). En segundo lugar, las plantaciones se realizan normalmente utilizando especies leñosas, con el objetivo de introducir elementos maduros de los ecosistemas con fines principalmente ornamentales (MOPT, 1982; Steinfeld et al., 2007). Sin embargo, poco se sabe sobre los efectos de las plantaciones de especies leñosas en los entornos de carretera (Robinson y Handel, 2000; Le Viol et al., 2008) y no se han encontrado referencias en la literatura científica relativas al efecto de las plantaciones sobre la estructura y función de las comunidades de organismos que se establecen en taludes de carretera.

Si bien, existen evidencias que apoyan que el establecimiento de plantaciones de especies leñosas puede mejorar la estructura, el funcionamiento y los servicios en algunos ecosistemas degradados (Bruehlheide et al., 2011; Cuesta et al., 2011; Pawson et al., 2013). En concreto, las plantaciones de especies leñosas pueden mejorar las propiedades edáficas, consideradas un factor decisivo para el establecimiento de la vegetación (Russell et al., 2007). Además, la introducción de especies leñosas puede mejorar la estructura de la comunidad mediante la generación de condiciones locales favorables para algunas especies (Dayton 1972; Ellison et al., 2005) y promover el desarrollo de interacciones mutualistas (Carnevale y Montagnini, 2002; Lima y Vieira, 2013), modificando las interacciones bióticas. En concreto en los taludes de carretera, las plantaciones de especies leñosas podrían por un lado, influir sobre las condiciones ambientales, suavizando el microclima e incrementando la baja fertilidad de los sustratos y por otro, afectar a las interacciones bióticas, favoreciendo la presencia de algunas especies y promoviendo un aumento de la diversidad y la heterogeneidad ambiental en los entornos de las carreteras. Las plantaciones, especialmente en agregados o islas, podrían además actuar como pantallas colectoras de semillas dispersadas por el viento, lo cual puede ser importante en las comunidades de carreteras que presentan un excepcional dominio de las especies anemócoras (Bochet et al., 2007). Por otro lado, las plantaciones son una

medida de alto coste económico y con una alta tasa de fracaso, cuando las condiciones ambientales no son adecuadas (Wuethrich, 2007; Chazdon, 2008), por lo que conocer cómo, cuanto y donde plantar es relevante para la optimización de recursos por parte de las administraciones y de las empresas encargadas de las medidas correctoras, estabilizadoras y de integración paisajísticas de los espacios afectados por la construcción de carreteras.

Bajo el marco conceptual del ensamblaje de comunidades, el objetivo principal del presente estudio fue evaluar el papel funcional de plantaciones experimentales de especies leñosas en terraplenes de carretera. Específicamente, evaluamos 1) el efecto de las plantaciones sobre las propiedades físicoquímicas del suelo, así como sobre la vegetación, en términos de cobertura, riqueza, diversidad, y composición de comunidades de plantas y 2) el efecto de las características de los retazos de vegetación adyacentes y de las condiciones ambientales iniciales propias de los terraplenes sobre el ensamblaje de comunidades.

Material y métodos

Área de estudio

El área de estudio se localiza en la Comunidad de Madrid, zona centro de España, entre los municipios de El Molar y Pedrezuela (40° 44'N, 3° 35'W) en terraplenes generados por la variante de El Molar, de la Autovía A-1, abierta al tráfico en el año 2009. El clima es de tipo mediterráneo continental, caracterizado por inviernos fríos y veranos calurosos y secos. La temperatura media y la precipitación total anuales son de 12.5 °C y 500 mm respectivamente (IGN, 1991). La carretera fue construida sobre gneises glandulares, esquistos de anfíbolitas con parches de arcosas, con suelos de textura franco arenosa (Más Hernández, 1992). El paisaje circundante lo constituyen cultivos cerealistas, pastos terofíticos y pequeños retazos de vegetación leñosa compuestos fundamentalmente por encinas (*Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp.), pinos (*Pinus pinea* L.), piornos (*Cytisus scoparius* (L.) Link.), tomillos (*Thymus zygis* Loefl. ex L.) y zarzamoras (*Rubus ulmifolius* Schott).

Diseño experimental

El estudio se realizó en tres terraplenes (T1, T2 y T3), por tratarse del tipo de talud más habitual en el que se proyectan plantaciones (MOPT, 1992; Steinfeld et al., 2007), con pendientes comprendidas entre 23 y 25° y orientados al Oeste o Noroeste, localizados a lo largo de 5 km de la autopista A1 (Figura 1).

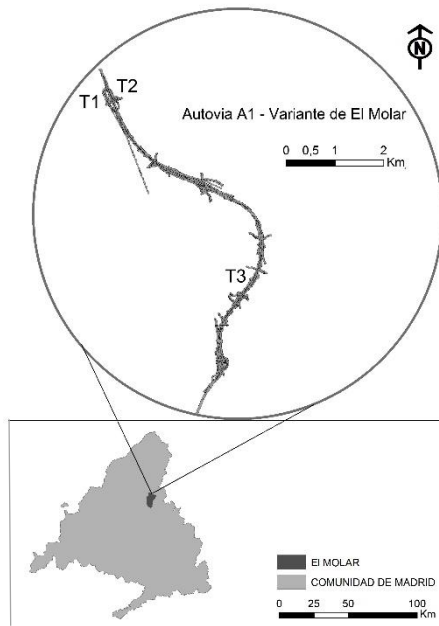


Figura 1. Área de estudio y ubicación de los terraplenes (T1, T2 y T3) a lo largo de la autovía A1.

Los terraplenes fueron hidrosembrados por la empresa constructora de la carretera OHL un año antes del inicio de éste estudio, con mezclas de semillas de origen comercial que contenían las siguientes especies: *Lolium multiflorum*, *Lolium rigidum*, *Medicago sativa*, *Vicia sativa*, *Cynodon dactylon*, *Dactylis glomerata*, *Lolium multiflorum*, y *Melilotus albus*.

En los terraplenes se aplicaron 3 tratamientos: 1) tratamiento “Control”, donde no se realizó ninguna intervención tras el acabado de los terraplenes con el extendido de tierra vegetal por parte de la empresa constructora; 2) tratamiento denominado “Fuera de isla”, que consistió en la preparación del terreno mediante ahoyado y adición de turba, 2 riegos, y donde no se realizó una plantación en forma de isla, y 3) tratamiento denominado “Dentro de isla”, en el que se realizó una preparación del terreno (ahoyado y adición de turba), seguidos de una plantación de especies leñosas ornamentales en islas y 2 riegos de implantación. El marco de plantación tuvo una superficie de 2.25 m² formando un agregado o “isla” y todas las parcelas donde se aplicaron los 3 tratamientos tuvieron la

misma superficie. La isla estaba compuesta por dos especies leñosas con frutos carnosos: un individuo de *Prunus cerasifera* subsp. *pissardii* en posición central, rodeado de 4 individuos de *Pyracantha coccinea* (Figura 2). Ambas especies ornamentales pertenecientes a la familia de las rosáceas, se utilizan de forma habitual en proyectos de revegetación. Se plantaron un total de 8 islas, 2 o 3 por terraplén, dependiendo de la superficie total del mismo (T1: 4400m², T2: 1600m² y T3: 4800m²), siempre a 45 m de distancia unas islas de otras con el propósito de independizar su efecto.

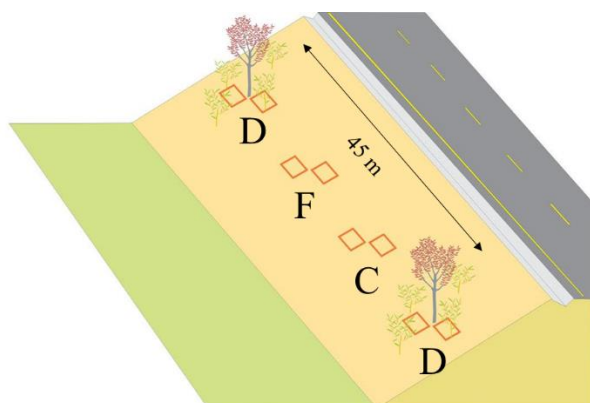


Figura 2. Diagrama del diseño experimental de los taludes. Se localizan los 2 cuadros de muestreo de vegetación por cada uno de los tres tratamientos: Control (C), Fuera de isla (F); Dentro de isla (D). La separación entre tratamientos fue de 11.25 m. En el tratamiento Dentro de isla se representan los árboles en posición central (*Prunus cerasifera* subsp. *pissardii*) rodeados por 4 arbustos (*Pyracantha coccinea*).

Muestreos de suelo

Se recogieron muestras de suelo en los 3 tratamientos durante dos años consecutivos, en marzo de 2009 y marzo de 2010, en ambas ocasiones tras un periodo de 15 días sin precipitaciones. Una muestra de suelo estaba constituida por el contenido completo de tres submuestras realizadas con una sonda de 5 cm de diámetro y 10 cm de profundidad. Con la intención de recoger la mayor representatividad, se recogieron 2 muestras, una en la zona superior y otra en la zona inferior de cada una de las parcelas en las que se aplicaron los tratamientos. Cada muestra se analizó por separado y posteriormente se calculó el valor medio para los análisis estadísticos. Las muestras se secaron al aire durante 48 horas y fueron tamizadas (con un tamiz de 2 mm de luz). A continuación, se analizó la textura (porcentaje de arcillas, limos y arenas) con el método del Hidrómetro de Bouyoucos (PROTON, S.L), el pH se analizó por medio de electrodos selectivos de iones en agua (Metrohm Ltd., Herisau, Switzerland), la conductividad eléctrica (CE) con un conductímetro (CRISOM, model CM 35) (Crison Instruments,

S.A), el nitrógeno total (N) fue determinado con el método de Kjeldahl y el contenido orgánico de carbono (C) usando el procedimiento de Walkley-Black (Nelson y Sommers, 1982). La concentración de nitratos y amonio se obtuvo mediante colorimetría por inyección de flujo continuo (SAN⁺ analizador de flujo continuo, Skalar, Breda, Holanda): los nitratos (NO₃⁻) se cuantificaron mediante colorimetría a 540 nm, reduciendo los nitratos con Cadmio (método ISO 13395) y el amonio (NH₄⁺) se determinó con método colorimétrico basado en la reacción de Berthelot a 630 nm (método ISO 11732). El fosfato asimilable (P) se analizó también por colorimetría siguiendo el protocolo de Burriel y Hernando (1950).

Muestreos de flora

Los muestreos de flora se realizaron en los 3 tratamientos de los 3 terraplenes considerados en junio de 2009, 2010 y 2011, y además, en los retazos de vegetación adyacentes a cada uno de los terraplenes, denominados matrices (M1, M2 y M3) en junio de 2009 y 2010.

Para el estudio de las comunidades de herbáceas en cada parcela se emplearon dos cuadrados de 50 x 50 cm, en los que se cuantificaron la cobertura por especie, además se estimaron las coberturas de vegetación total, de hojarasca y de suelo desnudo. Los posteriores análisis se realizaron con las medias de los 2 cuadrados muestreados por parcela en cada uno de los tratamientos. A partir de los datos obtenidos se calculó la riqueza de especies (número de especies) y los índices de diversidad de Shannon:

$$[H' = -\sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i], \text{ y de Simpson: } \left[D = \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i-1)}{N(N-1)} \right].$$

Análisis de datos

El efecto de los tratamientos (Control, Fuera de isla y Dentro de isla) sobre las variables fisicoquímicas del suelo, la cobertura vegetal total, los porcentajes de suelo desnudo y de hojarasca, así como para la riqueza de especies y los índices de diversidad de Shannon y de Simpson, se analizaron mediante un GLMs (del inglés “*General Linear Models*”). Las variables dependientes se transformaron en los casos necesarios para que cumplieren los supuestos de normalidad y homocedasticidad. Se realizó un análisis de la varianza de medidas repetidas (ANOVAR), donde el tratamiento y el terraplén se consideraron como factores fijos (Zuur et al., 2007) y el año se consideró como factor de

repetición (2 años para las variables fisicoquímicas del suelo y 3 años para las variables relativas a la vegetación y a los índices de diversidad). Además, se realizó un PCA (del inglés “*Principal Components Analysis*”) utilizando las variables edáficas medidas en los dos años.

Estos análisis se realizaron con el paquete estadístico STATISTICA 7.1 (StatSoft, Inc., Tulsa, OK, USA).

Para los análisis relativos a la composición de especies se eliminaron aquellas que no estaban presentes en al menos el 5 % de los cuadrados de muestreo, por lo que los análisis se realizaron con las 82 especies más abundantes.

Para comparar el efecto de los tratamientos a lo largo del tiempo sobre la comunidad y las especies de plantas se realizó un PRC (del inglés “*Principal Response Curve*”), un análisis basado en la técnica de ordenación RDA (del inglés “*Partial Redundancy Analysis*”), el cual es una forma constreñida del PCA (Jongman et al., 1995; Van Den Brink y Ter Braak, 1998). Los porcentajes de la cobertura de especies fueron transformados a logaritmos para reducir el efecto de las especies dominantes. Las características más importantes de este método son el diagrama del PRC y el peso de las especies. La codificación usada en el diagrama de PRC estandariza el tratamiento de referencia para que sea cero a lo largo del tiempo. Los valores del PRC llamados coeficientes canónicos para cada uno de los tratamientos, representan las diferencias en composición con respecto al tratamiento de referencia. La significación estadística de los modelos se evaluó con test de permutaciones de Monte Carlo, en base a 999 permutaciones.

Se testaron 2 modelos:

Modelo I, en el que se comparan los tratamientos, y donde se considera como tratamiento de referencia las parcelas control:

Composición de especies = Tratamientos (Control, Fuera de isla, Dentro de isla)
Tiempo (3 años)*

Modelo II, en el que se comparan la ubicación de las parcelas incluidos los terraplenes y sus matrices adyacentes, y donde se considera como tratamiento de referencia M1:

Composición de especies = Ubicación de las parcelas (M1, M2, M3, T1, T2, T3)
Tiempo (2 años)*

Para analizar la respuesta de las comunidades de especies vegetales se optó por la ordenación NMDS (del inglés “*Non-Metric Multidimensional Scaling*”), en el que la partición de la varianza se hace utilizando una matriz de disimilaridad basada en las distancias de Sorensen cuantitativo (Bray-Curtis). Este método de ordenación no constreñido es considerado el más robusto en ecología de comunidades (Minchin, 1987). Para la elección óptima de los campos, se eligieron dos dimensiones.

Para analizar la cobertura de las especies se realizaron 2 NMDS con distintos conjuntos de datos. Por un lado, se analizó la composición de especies de los tres tratamientos llevados a cabo en los terraplenes para los 3 años de muestreo, junto a la composición de las matrices para los 2 años muestreados. Con los valores obtenidos de los ejes 1 y 2 del NMDS se realizó una ANOVA, donde el tipo de parcela (Control, Fuera de isla, Dentro de isla y Matriz) y la localidad (constituida por cada terraplén y su matriz adyacente: L1, L2 y L3) se consideraron como factores fijos y el año se consideró como factor de repetición. Por otro lado, se realizó un NMDS con los datos relativos a la composición de especies de los terraplenes para los años 2009 y 2010 con el propósito de analizar la relación entre la composición de especies y las variables edáficas. Las variables edáficas y los factores terraplén y tratamiento fueron ajustados sobre los ejes del NMDS para la composición de especies conteniendo los 2 primeros años de muestreo (John et al., 2007). El análisis de bondad de ajuste utilizado fue el coeficiente de correlación cuadrada. La significación estadística de los vectores y factores ajustados se evaluó mediante una prueba de permutaciones de Monte Carlo, basada en 999 permutaciones.

Estos análisis multivariantes se realizaron con R versión 2.15.2 (R Core Team, 2012) usando las librerías “vegan” (Oksanen et al., 2012) y “car” (Fox y Weisberg, 2011).

Resultados

Propiedades fisicoquímicas del suelo

En términos generales el suelo de los terraplenes se caracterizó por tener una elevada conductividad eléctrica ($117.15 \pm 7.34 \mu\text{S/cm}$), un pH básico (7.86 ± 0.07), una textura entre arenosa-franca y franco-arenosa y un bajo contenido de nutrientes (N: 0.09 ± 0.01 , C: 1.31 ± 0.10).

Los resultados del ANOVAR mostraron diferencias significativas entre los años para todas las variables edáficas menos para arcillas. Estos cambios consistieron en una ligera acidificación, un incremento de la conductividad, una pérdida de finos, un incremento generalizado de la fertilidad (N, C y NH_4^+) y una disminución de los nitratos. Los resultados indicaron que el efecto de los tratamientos varió dependiendo del año (interacciones significativas tratamiento x año) para la mayoría de las variables, mientras que las propiedades asociadas a los terraplenes experimentaron menor variación entre años (Tabla 1). Los resultados de los análisis ponen de manifiesto un aumento para la variables edáficas CE, N, C, NH_4^+ y P, que duplicaron su valor en el año 2010 (CE_{2009} : 78.36 ± 3.72 , N_{2009} : 0.068 ± 0.005 , C_{2009} : 0.82 ± 0.07 , $\text{NH}_4^+_{2009}$: 1.70 ± 0.02 , P_{2009} : 5.48 ± 0.50). Este incremento fue mayor en los tratamientos Fuera de isla y Dentro de isla respecto al control en las variables CE, N, C, P ($p < 0.005$). De forma opuesta, el contenido en nitratos “Dentro de isla” fue significativamente superior en el primer año ($p < 0.05$), probablemente debido a la contribución del cepellón de los ejemplares plantados, pero en el año 2010 se redujo a la mitad, desapareciendo las diferencias con el resto de los tratamientos. Asimismo, los resultados mostraron diferencias entre los terraplenes: T1 y T2 se caracterizaron por un mayor porcentaje de arenas superior al 79 % y un mayor pH con valores medios por encima de 7.65 ($p < 0.01$), siendo mayor el contenido en carbono y nitrógeno en T2 ($p < 0.05$); mientras que el terraplén T3 se caracterizó por un porcentaje de arcillas superior al 10 % y un contenido medio en fósforo asimilable por encima de $19.81 \text{ (mg kg}^{-1}\text{)}$ ($p < 0.001$ para ambos casos) (Anexo I: Tabla 1 y 2).

Tabla 1. ANOVAR para las variables edáficas, donde el tratamiento (Control, Fuera y Dentro de isla) y el terraplén (T1, T2 y T3) se consideraron como factores fijos y el año (2009 y 2010) se consideró como factor de repetición, (N=24).

Parámetro	Tiempo			Terraplén			Tratamiento			Terraplén x Tiempo			Tratamiento x Tiempo			Terraplén x Tratamiento		
	F	p		F	p		F	p		F	p		F	p		F	p	
pH (1:1)	10.81	<0.005		6.98	<0.010		0.91	0.423		19.18	<0.001		1.96	0.176		0.51		
Conductividad Eléctrica(1:5) (μ S/cm)	199.76	<0.001		1.04	0.379		3.05	0.077		0.29	0.752		8.01	<0.005		0.71		
Arcillas (porcentaje) ^a	0.25	0.622		93.9	<0.001		1.8	0.2		5.74	<0.050		6.56	<0.010		0.26		
Limos (porcentaje)	25.22	<0.001		2.57	0.109		1.31	0.298		1.3	0.302		2.25	0.14		0.48		
Arenas (porcentaje)	21.51	<0.001		75.42	<0.001		0.82	0.46		1.58	0.238		0.42	0.665		0.9		
N (porcentaje)	87.05	<0.001		4.38	<0.050		1.73	0.211		1.73	0.211		12.68	<0.001		0.33		
C (porcentaje)	190.83	<0.001		4.72	<0.050		2.34	0.131		11.37	<0.001		26.93	<0.001		1.91		
NO ₃ ⁻ (ppm) ^b	8.11	<0.050		2.02	0.168		6.93	<0.010		2.06	0.163		8.15	<0.005		0.11		
NH ₄ ⁺ (ppm)	783.18	<0.001		0.62	0.551		43.5	<0.001		3.8	<0.050		15.54	<0.001		5.29		
P (mg kg ⁻¹) ^b	172.91	<0.001		14.76	<0.001		4.63	<0.050		0.19	0.827		11.85	<0.001		2.03		

^a Transformación arcoseno de la raíz cuadrada de la variable/100

^b Transformación logarítmica

El análisis PCA apoyó los resultados del ANOVAR. El factor 1 que explicó el 39.70 % de la variabilidad, fue un gradiente de nutrientes que a su vez agrupó las parcelas en función del año de muestreo; en el que las parcelas muestreadas en 2009 formaron un grupo en la zona positiva del eje y las parcelas muestreadas el segundo año se concentraron en la zona negativa del eje. El factor 2 que explica el 22.62 % de la variabilidad es un gradiente de textura, donde los valores negativos del eje se caracterizan por un alto porcentaje de arcillas, correspondiente a las parcelas del terraplén T3 y los valores positivos por un alto porcentaje de arenas correspondientes a las parcelas de T1 y T2 (Figura 3).

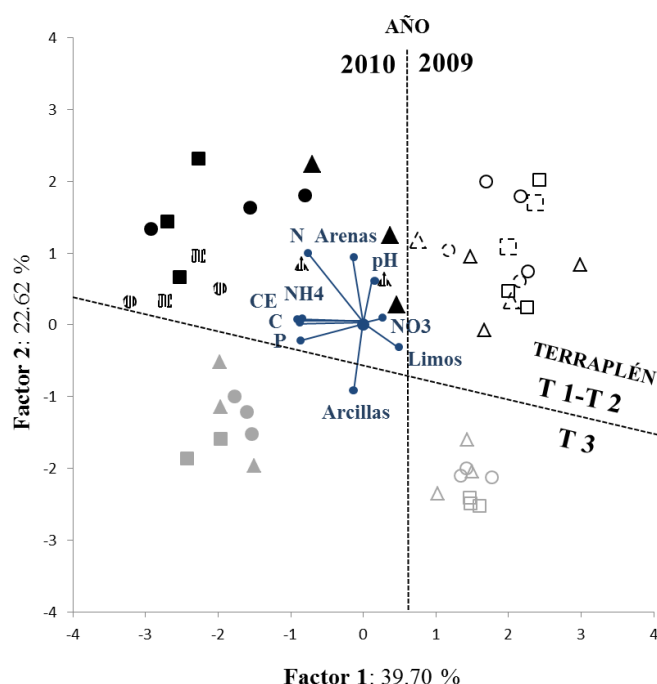


Figura 3. PCA para las variables edáficas. Se muestran los 18 grupos de parcelas generados a partir del año de muestreo, representado por el tipo de relleno (2009: vacío y 2010: lleno), del terraplén al que pertenecen, representado por colores y trazas (T1: ■, T2: ▨ y T3: ▩) y del tratamiento que se aplicó a cada parcela en el terraplén, representado por símbolos (Control: △, Fuera de isla: □ y Dentro de isla: ○) (N=24).

Características de la flora y la vegetación

Considerando conjuntamente terraplenes y matrices se identificaron 222 taxones a nivel de especie y 14 taxones a nivel de género (Anexo II). En los inventarios florísticos de los terraplenes se identificaron 170 taxones, de los cuales 157 se identificaron a nivel de especie y otros 13 taxones se identificaron a nivel de género, distribuidos en 99 géneros y 24 familias. Los inventarios florísticos de las matrices adyacentes cuentan con 174

taxones identificados a nivel de especie y otros 5 taxones que se identificaron a nivel de género, pertenecientes a 117 géneros y 28 familias.

Las 4 familias predominantes en los terraplenes fueron en orden decreciente en relación a su cobertura: gramíneas (30 %), leguminosas (30 %), compuestas (10 %) y crucíferas (7 %). Mientras que las 4 familias predominantes en las matrices fueron: gramíneas (53 %), compuestas (13 %), leguminosas (5 %) y crucíferas (4 %). Lo cual se corresponde con una representación en terraplenes de un 74 % terófitos, un 23 % hemicriptófitos y un 3% caméfitos, mientras que en matrices aparecieron 51 % de terófitos, un 41 % hemicriptófitos, un 5 % caméfitos y un 3 % geófitos. Cabe destacar, que la matriz M3 se encontraba diferencialmente enriquecida en terófitos, en detrimento del resto de los biotipos.

Los resultados del ANOVAR mostraron diferencias significativas entre los 3 años de estudio para todas las variables de vegetación (porcentajes de cobertura total, suelo desnudo y hojarasca, la riqueza de especies y los índices de Shannon y de Simpson). También, se encontraron diferencias significativas entre los terraplenes para el porcentaje de cobertura total, riqueza y para los índices de diversidad. Por el contrario, no se detectaron diferencias significativas entre los tratamientos para ninguna de las variables respuesta de este análisis (Tabla 2).

El porcentaje de cobertura vegetal total fue aumentando durante los 3 años de muestreo hasta alcanzar coberturas próximas al 100 % en todas las parcelas. Paralelamente, el porcentaje de suelo desnudo disminuyó en el periodo estudiado hasta valores por debajo del 10 %. El porcentaje de hojarasca aumentó progresivamente, partiendo de valores menores al 10 % el primer año, hasta valores que superaron el 80 % en casi la totalidad de las parcelas para el tercer año de muestreo. Los índices de diversidad aumentaron del año 2009 al 2010, y en 2011 disminuyeron a niveles de 2009. El terraplén T3 presentó diferencias con respecto al T1 y T2, mostrando T3 una mayor cobertura, un menor índice de Shannon durante los dos primeros años de muestreo, una riqueza menor a lo largo de los 3 años de estudio (Anexo I: Tabla 3).

Tabla 2. ANOVAR para las variables de vegetación e índices de diversidad, donde el tratamiento (Control, Fuera y Dentro de isla) y el terraplén (T1, T2 y T3) se consideraron como factores fijos y, el año (2009, 2010 y 2011) se consideró como factor de repetición, (N=24).

Parámetro	Tiempo			Terraplén			Tratamiento			Terraplén x Tiempo			Tratamiento x Tiempo			Terraplén x Tratamiento		
	F	p		F	p		F	p		F	p		F	p		F	p	
Cobertura vegetal (porcentaje) ^a	97.03	<0.001		4.34	<0.050		1.08	0.364		3.01	<0.050		1.67	0.182		0.69	0.61	
Suelo desnudo (porcentaje)	56.4	<0.001		1.44	0.268		1.85	0.191		1.16	0.349		1.5	0.228		0.2	0.935	
Hojarasca (porcentaje) ^a	135.69	<0.001		0.65	0.535		1.09	0.361		0.53	0.713		1.32	0.286		0.32	0.86	
Riqueza ^b	5.06	<0.050		14.28	<0.001		2.44	0.121		0.87	0.496		1.77	0.16		0.12	0.971	
Índice de Shannon	10.23	<0.001		5.83	<0.050		0.69	0.518		0.62	0.652		0.58	0.679		0.13	0.97	
Índice de Simpson ^b	17.6	<0.001		4.44	<0.050		0.24	0.793		1.04	0.403		0.64	0.639		0.26	0.901	

^a Transformación arcoseno de la raíz cuadrada de la variable/100

^b Transformación logarítmica

Composición de especies en terraplenes y matrices adyacentes

El PRC realizado para el modelo I, que incorpora el efecto del tratamiento en los terraplenes durante los 3 años de muestreo, no detectó diferencias significativas para la composición de especies entre los tratamientos Fuera y Dentro de isla con respecto al Control para los 3 años muestreados (eje RDA 1: pseudo-F= 1.32, $p = 0.692$; Figura 4A).

El PRC realizado para el modelo II, que incorpora el efecto de la ubicación de las parcelas incluyendo las matrices y los terraplenes (M1, M2, M3, T1, T2, T3) sobre la composición de especies, detectó diferencias significativas entre las parcelas en los 2 años de muestreo (eje RDA 1: pseudo-F= 9.45, $p < 0.001$; Figura 4B). Los dos primeros ejes de RDA acumularon el 17.81 % de la variación de especies. Se observaron 4 grupos homogéneos de parcelas en relación a la composición de especies: 1) formado por las parcelas pertenecientes a las matrices adyacentes M1 y M2; 2) formado por las parcelas de M3; 3) formado por las parcelas de los terraplenes T1 y T2 y 4) formado por las parcelas T3, con una composición de especies más diferenciada del resto de ubicaciones de las parcelas. En cuanto a la interpretación cuantitativa de especies, *Agrostis castellana* (con un mayor peso en el eje negativo), tuvo coberturas mayores en todas las parcelas pertenecientes a las matrices (M1, M2 y M3). Por otro lado, *Anacyclus clavatus* y *Bromus diandrus* tuvieron mayores coberturas en los 3 terraplenes (T1, T2 y T3). Las especies *Brasica barrelieri*, y *Vicia dasycarpa* alcanzaron una cobertura en T1 y T2 al menos 5 veces superior que en T3. Las coberturas de *Medicago sativa* fueron mayores en T3 a lo largo de los 3 años. *Lolium rigidum*, *Plantago lanceolata* y *Diplotaxis virgata* tuvieron mayores coberturas en T3 los dos primeros años y el tercer año la cobertura disminuyó hasta valores próximos a cero. Otras especies como: *Anthemis arvensis*, *Chamaemelum mixtum* y *Conyza canadensis*, presentaron otro patrón alcanzando una mayor cobertura en los 3 terraplenes (T1, T2 y T3) y en la matriz M3.

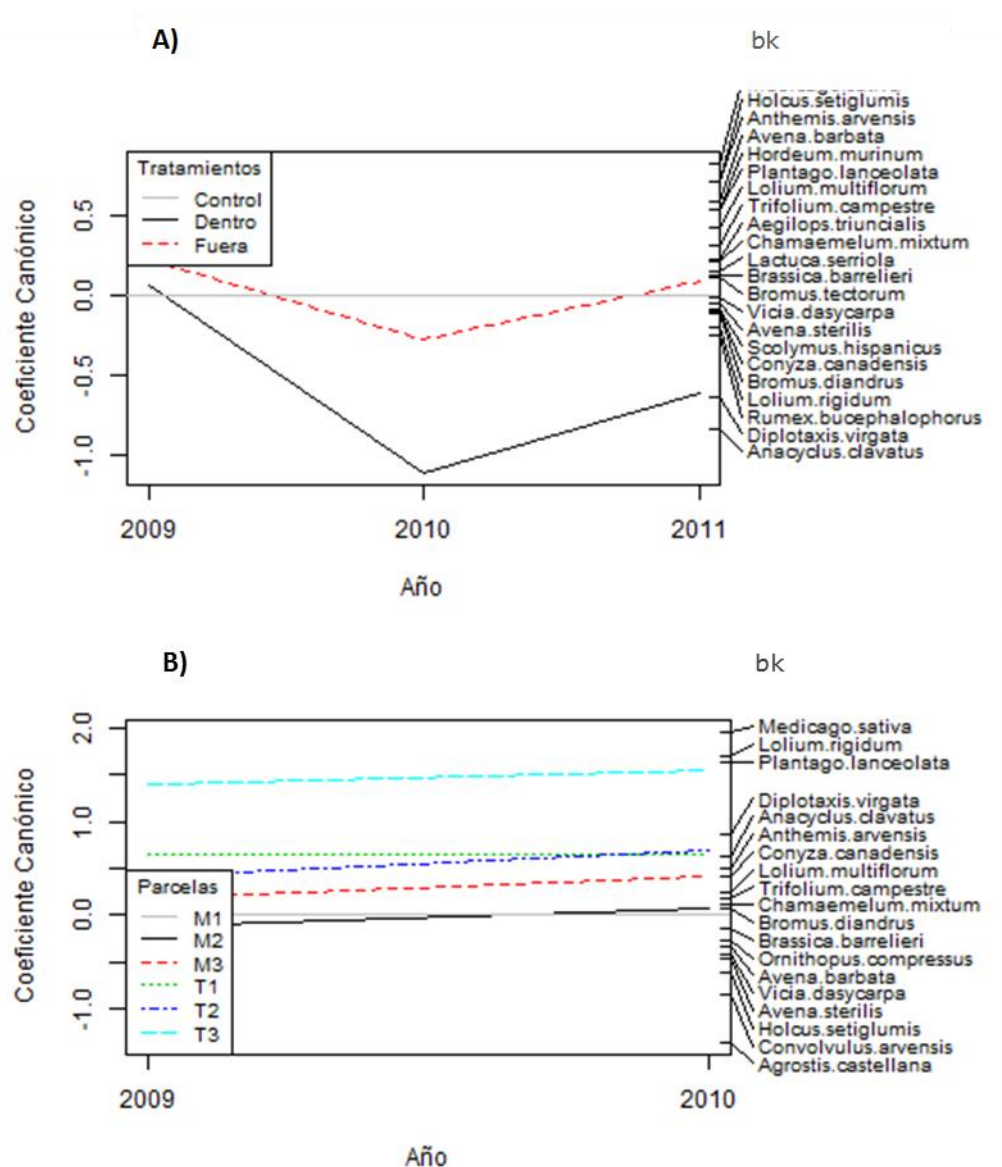


Figura 4. PRC para la composición de especies: **A)** Modelo I: *Tratamientos (Control, Dentro, Fuera)* Tiempo (3 años)*, donde no se detectaron diferencias significativas entre los *Tratamientos* (pseudo-F = 1.32, $p = 0.692$ para el eje RDA 1); **B)** Modelo II: *Ubicación de las parcelas (M1, M2, M3, T1, T2, T3)*Tiempo (2 años)* (pseudo-F = 9.45, $p < 0.001$ para el eje RDA 1). En la parte izquierda de las gráficas se muestran los coeficientes canónicos del primer eje de variación del PRC explicado por las diferencias entre los tratamientos o la ubicación a lo largo de los años de muestreo. Los valores que se desvían del valor “0” determinado por el tratamiento o la ubicación de referencia, indican un efecto del tratamiento o de la ubicación de las parcelas. A la derecha de las gráficas se muestra el peso de las especies (bk) y puede ser interpretado como la afinidad de un taxón al valor del eje PRC. Para la mejor comprensión del diagrama se seleccionaron las especies que sumaban más de 200 % en cobertura teniendo en cuenta todas las parcelas.

El NMDS realizado para la composición de especies de las matrices adyacentes y de los tratamientos aplicados en los terraplenes, apoyó los resultados del PRC (Figura 5). Para el eje 1, se encontraron diferencias significativas entre las parcelas ubicadas en los terraplenes (independientemente del tratamiento aplicado) y las matrices con valores positivos mayores (ANOVAR: $F = 76.79$, $p < 0.001$), obteniéndose dos grupos homogéneos a partir del test *post hoc* de Fisher, uno formado por las parcelas Control, Fuera y Dentro de isla otro compuesto por las parcelas de las matrices. Sin embargo, gráficamente se observa que M3 adoptó un compartimiento intermedio entre terraplenes y matrices para el eje 1. Además, los resultados de este análisis revelaron que la composición de especies de cada uno de los 3 terraplenes mostraron una marcada similitud con la de sus matrices más próximas, existiendo diferencias entre las 3 localidades integradas por el terraplén y su matriz adyacente asociada para el eje 1 y 2 (ANOVAR: eje 1: $F = 106.65$, $p < 0.001$; eje 2: $F = 13.13$, $p < 0.001$), formándose 3 grupos a partir del test de Fisher correspondientes a cada una de las localidades. Se detectó un ligero cambio de la composición de especies a lo largo de los 3 años de estudio, ya que aumentó el valor en el eje 2 de NMDS para la mayoría de las parcelas de los terraplenes, pero no para las parcelas pertenecientes a las matrices.

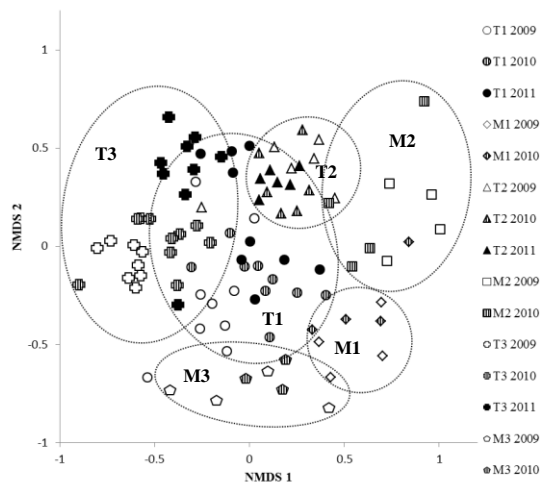


Figura 5. NMDS para la composición de especies de los terraplenes donde se aplicaron los tratamientos y sus matrices asociadas para 3 y 2 años respectivamente. Se muestran 15 grupos de parcelas generados a partir del año de muestreo representado por el tipo de relleno (2009: vacío □, 2010: trama ▨ y 2011: lleno ■), de la ubicación de cada parcela representado por símbolos (terraplenes: T1, T2 y T3 y matrices adyacentes asociadas a cada terraplén: M1, M2 y M3). Los tratamientos que se aplicaron no se representan gráficamente ya que no se observó una agregación de parcelas en relación a este factor (N=36).

Relación entre la composición de especies y las variables edáficas

Los resultados del NMDS para los años 2009 y 2010 mostraron que las características edáficas de las parcelas estaban relacionadas con la composición de especies de las mismas (Figura 6).

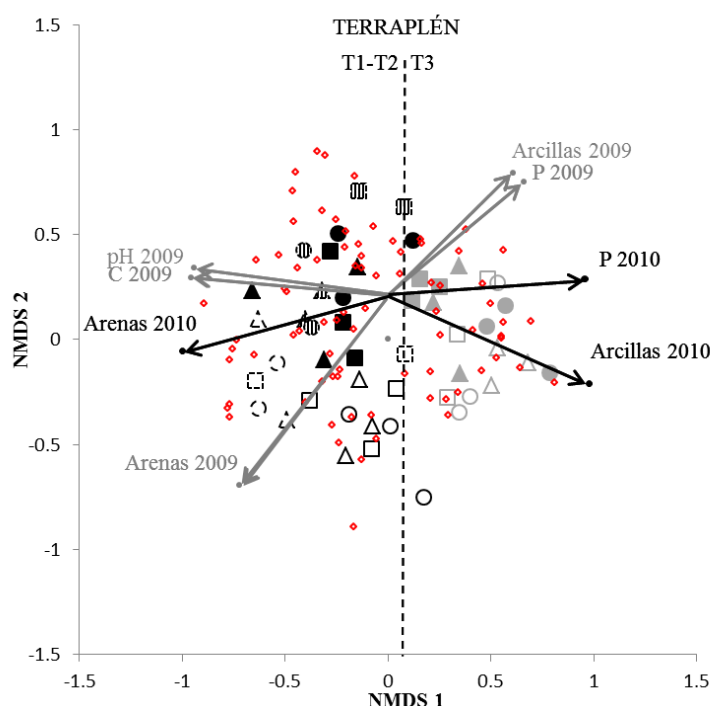


Figura 6. NMDS para la composición de especies de los terraplenes donde se aplicaron los tratamientos para 2 años. Los valores de las variables edáficas y los factores fueron ajustados a la ordenación NMDS. Se muestran los 18 grupos de parcelas generados a partir del año de muestreo, representado por el tipo de relleno (2009: vacío y 2010: lleno), del terraplén al que pertenecen representado por colores y trazas (T1: ■, T2: ▨ y T3: ■) y del tratamiento que se aplicó a cada parcela representado por símbolos (Control: △, Fuera de isla: □ y Dentro de isla: ○) y las especies (◇). Se representan aquellas variables edáficas para el 2009 (→) y para el 2010 (→) con correlaciones significativas para la composición de especies. La orientación de las flechas indica la dirección en el espacio de ordenación en el cual las variables cambian más rápidamente y en las cuales correlación es máxima con la configuración de ordenación, mientras la longitud de las flechas indica la tasa de cambio (N=24).

El eje 1 agrupó las parcelas en función del terraplén al que pertenecían; las parcelas correspondientes al terraplén T3 se localizaron en la parte positiva del eje y las parcelas de los terraplenes T1 y T2 se localizaron mayoritariamente en la zona negativa. El eje 2 del NMDS segregó las parcelas en función del año, donde las parcelas muestreadas en 2009 se localizaron fundamentalmente en la zona negativa del eje y aquellas muestreadas en 2010 se localizaron en la zona positiva del eje 2. El ajuste de las variables edáficas y los factores (tratamiento y terraplén) a la ordenación NMDS indicó que el pH, el

porcentaje de carbono para 2009 y el porcentaje de arenas para ambos años tuvieron la máxima correlación con la composición de especies para las parcelas pertenecientes a los terraplenes T1 y T2; mientras que el porcentaje de arcillas y el contenido de fosfatos tuvieron la máxima correlación con el terraplén T3 (Figura 6 y Anexo III).

Discusión

Los resultados de este estudio analizan por primera vez los posibles efectos de las plantaciones realizadas en taludes como medida de revegetación estándar, sobre las propiedades edáficas y el ensamblaje de comunidades en condiciones mediterráneas. Las plantaciones tuvieron efectos locales y poco persistentes sobre las variables edáficas, prevaleciendo la tendencia edáfica particular de los terraplenes. La dinámica de la vegetación y el ensamblaje de comunidades estuvieron fuertemente condicionados por el contexto y las condiciones edáficas iniciales de los terraplenes.

Efectos de las plantaciones

Las plantaciones tuvieron efecto sobre algunas de las variables edáficas, pero no produjeron efectos significativos sobre la dinámica de la vegetación o la composición de especies. Se detectó un mayor incremento en el contenido de algunos nutrientes del suelo (N, C, NH_4^+ y P) donde se realizaron las plantaciones o los tratamientos de preparación del terreno (ahoyado, adición de turba y riego), resultado señalado en trabajos previos (Querejeta et al., 2001; Renou-Wilson et al., 2008). No obstante, se detectó un incremento generalizado de N, C, NH_4^+ y P en todos los tratamientos, incluyendo el control. Este aumento de la fertilidad durante los primeros años tras la construcción de los terraplenes, estuvo probablemente asociado a la descomposición de la biomasa vegetal (Crews et al., 2001; He y Tang, 2008; Jiménez et al., 2011), procedente de cobertura vegetal y hojarasca, las cuales aumentaron progresivamente en los terraplenes durante el periodo de estudio.

En cuanto al efecto de las plantaciones sobre la composición de especies, encontramos que las plantaciones experimentales en islas no produjeron cambios sobre la cobertura, riqueza, y ni sobre el ensamblaje de comunidades. Esta falta de efecto puede ser debida, a que los condicionantes que operan a una escala mayor como son el clima, el sustrato de los taludes o el contexto paisajístico pueden tener un efecto más patente en etapas

tempranas durante el ensamblaje de comunidades, y por eso el efecto local de la plantación quedaría enmascarado, o incluso necesitaría más tiempo para hacerse patente. De hecho, Le Viol y colaboradores (2008) encontraron en entornos de carreteras de clima templado que, bajo plantaciones de setos de 16 años se detectaba una mayor riqueza en comparación con otras zonas carentes de plantaciones.

Contexto ambiental y condiciones edáficas iniciales

Nuestros resultados indican que las comunidades presentes en los terraplenes de carretera estuvieron más determinadas por la composición de especies de las matrices adyacentes y por las características edáficas de los taludes que por las plantaciones experimentales de especies leñosas en islas. La composición de especies de los terraplenes estuvo condicionada por la disponibilidad de especies de las matrices circundantes y determinada por los procesos dispersivos, como se ha observado en estudios recientes (Bochet et al., 2004; de la Riva et al., 2011; Mola et al., 2011). Nuestros resultados apoyan que las comunidades presentes en los taludes fueron más parecidas a las parcelas de las matrices próximas, ya que probablemente estaban más conectadas mediante flujos de dispersión (Chase et al., 2003). Las comunidades de especies de las matrices M1 y M2 mostraron una mayor similitud entre sí, pero también hacia los terraplenes cercanos T1 y T2, los cuales tuvieron un ensamblaje de comunidades semejante. El terraplén T3 mostró una composición que difirió significativamente de los otros 2 terraplenes debido por un lado, a unas condiciones edáficas diferentes y por otro, a una matriz asociada (M3) más alterada por actividades antrópicas, que a pesar de tener una riqueza y diversidad de especies equivalentes a la de las matrices M1 y M2, tuvo una menor cobertura vegetal y una composición dominada por especies ruderales y terófitas, presentes en pastizales y compartidas con los terraplenes T1, T2 y T3 (Anexo I: Tabla 4).

Asimismo, se detectaron diferencias en las características fisicoquímicas entre terraplenes, probablemente relacionadas con el proceso constructivo del talud (diferentes materiales acopiados y distintas características del extendido de tierra vegetal), que generaron un gradiente ambiental de textura y nutrientes, que determinó la capacidad de carga del ecosistema. Las variables relativas a la diversidad y a la composición de especies también fueron dependientes del terraplén considerado. Varios estudios evidencian la importancia de la textura y los nutrientes en la composición de especies (Wells, 1942; Gilliam, 1993; Giesler et al., 1998). En los terraplenes T1 y T2 encontramos

que una textura más arenosa y una menor disponibilidad de fosfatos, dieron lugar a una mayor riqueza y diversidad de especies, así como a una composición de especies caracterizada por plantas arvenses y ruderales, tales como: *Agrostemma githago*, *Avena barbata*, *Cynosurus echinatus* y *Vicia lutea*, en la que la crucífera *Brassica barrelieri* con afinidad por sustratos arenosos, que fue hasta cinco veces más abundante durante los dos primeros años. En el terraplén T3 detectamos un mayor porcentaje de arcillas y un mayor contenido de fosfatos. Estas características edáficas se relacionaron con una mayor productividad y una menor riqueza de especies, relación también detectada de forma consistente en herbazales dominados por gramíneas (Tilman et al., 1996; Casado et al., 2004). Un efecto combinado de una menor calidad de la matriz y de una mayor fertilidad aportada por los materiales que conforman el terraplén T3, favoreció a las especies procedentes de la hidrosiembra *Medicago sativa* y *Lolium rigidum*, y a dos especies frecuentes en zonas afectadas por la construcción de carreteras: *Plantago lanceolata* y *Diplotaxis virgata* los dos primeros años. El conjunto de estas 4 especies superó el 40 % de la cobertura total de las parcelas durante los años de muestreo. La dominancia de estas especies, puede reflejar relaciones de competencia por los recursos entre plantas, que dificultan el establecimiento y desarrollo de otras especies (Pywell et al., 2002; Matesanz et al., 2006).

De esta forma se detectaron dos trayectorias de ensamblaje de comunidades de plantas en los terraplenes en función de las características de las matrices adyacentes, de las técnicas de revegetación aplicadas y de las características edáficas iniciales (Figura 7). Por un lado, una de las trayectorias del ensamblaje de comunidades presentó un sustrato de menor capacidad de carga en términos edáficos, con una textura más arenosa y menor contenido de nutrientes pero con un contexto ambiental más favorable. Por otro lado, la segunda trayectoria detectada se caracterizó por unas condiciones edáficas más favorables (mayor contenido de arcillas y nutrientes) pero con una matriz adyacente más alterada que posiblemente, favorecieron la dominancia de las especies de hidrosiembra.

Por último, el balance coste-efectividad de las plantaciones de especies leñosas en islas no resultó positivo en el experimento realizado. Por ello, en el contexto estudiado, no se recomienda esta medida de revegetación. En general, se observa que los efectos de los tratamientos de esta medida tuvieron una fuerte dependencia de las condiciones ambientales iniciales y de la calidad de la vegetación cercana, tal y como indican otros estudios realizados en zonas afectadas por actividades humanas como la minería o construcción de carreteras (Moreno-de las Heras et al., 2008; García-Palacios et al., 2011). Por ello, una de las principales implicaciones prácticas de este estudio en el marco conceptual del ensamblaje de comunidades es que debemos integrar una escala mayor a la escala local de actuación en la selección de las medidas de restauración y revegetación. No obstante, son necesarios más estudios que clarifiquen en qué condiciones y contextos ambientales deben aplicarse las medidas de revegetación y restauración, con el fin de obtener la trayectoria de la comunidad de especies que maximice la diversidad y la integración en el territorio.

Conclusiones

La dinámica, estructura y composición de las comunidades de especies de plantas en los taludes de carretera depende tanto de factores locales y como de otros factores que operan a mayor escala. Nuestros resultados indican que en condiciones de clima mediterráneo continental, las plantaciones experimentales evaluadas tienen un ligero efecto sobre las propiedades edáficas de los terraplenes, visible a corto plazo y asociado fundamentalmente a labores de preparación del terreno. Por el contrario, la medida local no tiene suficiente entidad para cambiar la tendencia edáfica general en los terraplenes, ni para modificar la dinámica de la vegetación. La ausencia de efecto sobre la cobertura, riqueza, diversidad y composición de especies, revela que las plantaciones no afectan significativamente al ensamblaje de comunidades en etapas tempranas en los terraplenes de carretera.

Sin embargo, las condiciones edáficas iniciales de los terraplenes y las características de la vegetación circundante juegan un papel decisivo, dirigiendo el ensamblaje de las comunidades de plantas. Asimismo, las medidas de mejora edáfica (extendido de tierra vegetal) y de revegetación (hidrosiembra) previas a las plantaciones, también parecen tener un efecto sobre las comunidades de especies de plantas. Nuestro estudio revela que el éxito de las técnicas de revegetación como las hidrosiembras y las plantaciones está codicionado por las características de las condiciones ambientales iniciales de los terraplenes y por las características de la vegetación próximas a los espacios afectados por la construcción de la carretera. Finalmente, el ensamblaje de comunidades proporciona una herramienta apropiada para evaluar el éxito de las medidas de revegetación.

Bibliografía

- Armas, C., Pugnaire, F.I., 2011. Belowground zone of influence in a tussock grass species. *Acta Oecologica* 37, 284-289.
- Bochet, E., García-Fayos, P., 2004. Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorway slopes in Valencia. *Restoration Ecology*, 12, 166-174.
- Bochet, E., García-Fayos, P., Alborch, B., Tormo, J., 2007. Soil water availability effects on seed germination account for species segregation in semiarid roadslopes. *Plant and Soil* 295, 179-191.
- Bruelheide, H., Böhnke, M., Both, S., Fang, T., Assmann, T., Baruffol, M., Bauhus, J., B., F., Chen, X.Y., Ding, B.Y., Durka, W., Erfmeier, A., Fischer, M., Geißler, C., Guo, D., Guo, L.-D., Härdtle, W., He, J.S., Hector, A., Kröber, W., Kühn, P., Lang, A.C., Nadrowski, K., Pei, K.Q., Scherer-Lorenzen, M., Shi, X.Z., Scholten, T., Schuldt, A., Trogisch, S., von Oheimb, G., Welk, E., Wirth, C., Wu, Y.T., Yang, X.F., Zeng, X.Q., Zhang, S.R., Zhou, H.Z., Ma, K.P., Schmid, B., 2011. Community assembly during secondary forest succession in a Chinese subtropical forest 81, 25-41.
- Burriel, F., Hernando, V. 1950. El fósforo en los suelos españoles. V: Nuevo método para determinar el fósforo asimilable en los suelos. *Anales Edafología* 9: 611-622.
- Carnevale, N.J., Montagnini, F., 2002. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management* 163, 217-227.
- Casado, M.A., Castro, I., Ramírez-Sanz, L., Costa-Tenorio, M., De Miguel, J.M., Pineda, F.D., 2004. Herbaceous plant richness and vegetation cover in Mediterranean grasslands and shrublands. *Plant Ecology (formerly Vegetatio)* 170, 83-91.
- Chase, J.M., 2003. Community assembly: when should history matter? *Oecologia* 136, 489-98.
- Chazdon, R.L., 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science (New York, N.Y.)* 320, 1458-60.
- Crews, T.E, Kurina L.M, Vitousek P.M., 2001. Organic matter and nitrogen accumulation and nitrogen fixation during early ecosystem development in Hawaii. *Biogeochemistry* 52: 259-279.
- Cuesta, B., Rey Benayas, J.M., Gallardo, A., Villar-Salvador, P., González-Espinosa, M., 2011. Soil chemical properties in abandoned Mediterranean cropland after succession and oak reforestation. *Acta Oecologica* 38, 58-65.
- Dayton, P.K., 1972. Toward an understanding of community resilience and the potential effects of enrichments to the benthos at McMurdo Sound, Antarctica. In: Parker, B.C.(ed.) *Proceedings of the colloquium on conservation problems in Antarctica*. pp. 81-95. Allen Press, Lawrence, KS, US.

de la Riva, E.G., Casado, M.A., Jiménez, M.D., Mola, I., Costa-Tenorio, M., Balaguer, L., 2011. Rates of local colonization and extinction reveal different plant community assembly mechanisms on road verges in central Spain. *Journal of Vegetation Science* 22, 292-302.

Ellison, A.M., Bank, M.S., Clinton, B.D., Colburn, E.A., Elliott, K., Ford, C.R., Foster, D.R., Kloeppel, B.D., Knoepp, J.D., Lovett, G.M., Mohan, J., Orwig, D.A., Rodenhouse, N.L., Sobczak, W. V., Stinson, K.A., Stone, J.K., Swan, C.M., Thompson, J., Holle, B. Von, Webster, J.R., 2005. Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3, 479-486.

Fox, J., Weisberg, S., 2011. *An R Companion to Applied Regression*, Second. ed. Sage, Thousand Oaks CA. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>

García-Fayos, P., García-Ventoso, B., and Cerdà, A., 2000. Limitations to plant establishment on eroded slopes in southeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 11, 77-86.

García-Palacios, P., Bowker, M.A., Chapman, S.J., Maestre, F.T., Soliveres, S., Gallardo, A., Valladares, F., Guerrero, C., Escudero, A., 2011. Early-successional vegetation changes after roadside prairie restoration modify processes related with soil functioning by changing microbial functional diversity. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 1245-1253.

García-Palacios, P., Soliveres, S., Maestre, F.T., Escudero, A., Castillo-Monroy, A.P., Valladares, F., 2010. Dominant plant species modulate responses to hydroseeding, irrigation and fertilization during the restoration of semiarid motorway slopes. *Ecological Engineering* 36, 1290-1298.

Giesler, R., Högborg, M., Högborg, P., 1998. Soil Chemistry and Plants in Fennoscandian Boreal Forest as Exemplified by a Local Gradient. *Ecology* 79, 119-137.

Gilliam, F., Yurish, B., Goodwin, L.M., 1993. Community composition of an old growth longleaf pine forest: relationship of soil texture. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 120, 287-294.

Götzenberger, L., De Bello, F., Bråthen, K.A., Davison, J., Dubuis, A., Guisan, A., Lepš, J., Lindborg, R., Moora, M., Pärtel, M., Pellissier, L., Pottier, J., Vittoz, P., Zobel, K., Zobel, M., 2012. Ecological assembly rules in plant communities-approaches, patterns and prospects. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 87, 111-27.

He, L., Tang, Y., 2008. Soil development along primary succession sequences on moraines of Hailuoguo Glacier, Gongga Mountain, Sichuan, China. *Catena* 72: 259-269.

HilleRisLambers, J., Adler, P.B., Harpole, W.S., Levine, J.M., Mayfield, M.M., 2012. Rethinking Community Assembly through the Lens of Coexistence Theory. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 43, 227-248.

IGN., 1991. Atlas nacional de España sección II grupo 9: Climatología. Ministerio de Fomento, Instituto Geográfico Nacional: Madrid, ES.

- Jiménez, M.D., Ruiz-Capillas, P., Mola, I., Pérez-Corona, E., Casado, M.A., Balaguer, L., 2011. Soil development at the roadside: a case study of a novel ecosystem. *Land Degradation & Development*. DOI: 10.1002/ldr.1157
- John, R., Dalling, J.W., Harms, K.E., Yavitt, J.B., Stallard, R.F., Mirabello, M., Hubbell, S.P., Valencia, R., Navarrete, H., Vallejo, M., Foster, R.B., 2007. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 864-9.
- Jongman, R.H.G., Ter Braak, C.J.F., Van Tongeren, O.F.R., 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, England.
- Keddy, P.A., 1992. Assembly and response rules : two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 157-164.
- Le Viol, I., Julliard, R., Kerbiriou, C., De Redon, L., Carnino, N., Machon, N., Porcher, E., 2008. Plant and spider communities benefit differently from the presence of planted hedgerows in highway verges. *Biological Conservation* 141, 1581-1590.
- Lima, T.A., Vieira, G., 2013. High plant species richness in monospecific tree plantations in the Central Amazon. *Forest Ecology and Management* 295, 77-86.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., Wardle, D.A., 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science (New York, N.Y.)* 294, 804-8.
- MacArthur, R.H., 1972. *Geographical Ecology: Patterns in the Distribution of Species*. Harper & Row, New York.
- Manual de plantaciones en el entorno de la carretera. 1992. Ministerio de Obras Públicas y Transportes (MOPT). Secretaría General Técnica .Centro de Publicaciones. España
- Más Hernández, 1992. *Atlas de la Comunidad de Madrid*. Consejería de Política Territorial. Comunidad de Madrid, 88 pp.
- Matesanz, S., Valladares, F., Tena, D., Costa-Tenorio, M., Bote, D., 2006. Early dynamics of plant communities on revegetated motorway slopes from southern Spain: is hydroseeding always needed? *Restoration Ecology* 14, 297-307.
- Minchin, P. R. 1987. Simulation of multidimensional community patterns: towards a comprehensive model. *Vegetatio* 71, 145-156.
- Mola, I., Jiménez, M.D., López-Jiménez, N., Casado, M.A., Balaguer, L., 2011. Roadside reclamation outside the revegetation season: management options under schedule pressure. *Restoration Ecology* 19, 83-92.
- Moreno-de las Heras, M., Nicolau, J.M., Espigares, T., 2008. Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecological Engineering* 34, 168-178.

Nathan, R., Muller-Landau, H., 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology & Evolution* (Personal edition) 15, 278-285.

Nelson, D.W., Sommers L.E., 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In *Methods of soil analysis part 2, chemical and microbiological properties*, Page AL, Miller, RH, Keeney DR (eds). Soil Science Society of American, Inc.: Madison, WI; 539-579.

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens M.H.H., Wagner H., 2012. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-5. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

Pawson, S.M., Brin, A., Brockerhoff, E.G., Lamb, D., Payn, T.W., Paquette, A., Parrotta, J. A., 2013. Plantation forests, climate change and biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 22, 1203-1227.

Pywell, R.F., Bullock, J.M., Hopkins, A., Walker, K.J., Sparks, T.H., Burke, M.J.W., Peel, S., 2002. Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* 39, 294-309.

Querejeta, A.I., Rolda, A., Albaladejo, J., 2001. Soil water availability improved by site preparation in a *Pinus halepensis* afforestation under semiarid climate. *Forest Ecology and Management* 149, 115-128.

R Core Team, 2012. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Renou-Wilson, F., Keane, M., Farrell, E.P., 2008. Establishing oak woodland on cutaway peatlands: Effects of soil preparation and fertilization. *Forest Ecology and Management* 255, 728-737.

Robinson, G.R., Handel, S.N., 2000. Directing spatial patterns of recruitment during an experimental urban woodland reclamation. *America* 10, 174-188.

Russell, a. E., Raich, J.W., Valverde-Barrantes, O.J., Fisher, R.F., 2007. Tree species effects on soil properties in experimental plantations in tropical moist forest. *Soil Science Society of America Journal* 71, 1389.

Statsoft inc., 2001. *Statistica for Windows 6.0*. Tulsa, Oklahoma: Statsoft Inc.

Steinfeld, D.E., Riley, S.A., Wilkinson, K.M., Landis, T.D., Riley, L.E., 2007. Roadside revegetation: an integrated approach to establishing native plants. (Eds.) *Technology Deployment Program Western Federal Lands Highway Division Federal Highway Administration*. Vancouver.EEUU, pp 183-358.

Temperton, V.M., Hobbs, R.J., 2004. The search for ecological assembly rules and its relevance to restoration ecology. Pages 34-54 in V. M. Temperton, R. J. Hobbs, T. Nuttle and S. Halle, editors. *Assembly Rules and Restoration Ecology*. Island Press, Washington.

- Temperton, V.M., 2007. The Recent Double Paradigm Shift in Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 15, 344-347.
- Tilman, D., Wedin, D., Knops, J., 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379, 718-720.
- Van Den Brink, P.J., Ter Braak, C.J.F., 1998. Multivariate analysis of stress in experimental ecosystems by principal response curves and similarity analysis. *Aquatic Ecology* 32, 163-178.
- Valladares, F., Tena, D., Matesanz, S., Bochet, E., Balaguer, L., Costa-Tenorio, M., Tormo, J., García-Fayos, P., 2008. Functional traits and phylogeny: What is the main ecological process determining species assemblage in roadside plant communities? *Journal of Vegetation Science* 19, 381-392.
- Wells, B.W., 1942. Ecological problems of the southeastern United States coastal plain. *Bot. Rev.* 8: 533-561.
- Wilson, J.B., Steel, J.B., Dodd, M.E., Anderson, B.J., Ullmann, I., Bannister, P., 2000. A test of community reassembly using the exotic communities of New Zealand roadsides in comparison to British roadsides. *Journal of Ecology* 88, 757-764.
- Wuethrich, B., 2007. Reconstructing Brazil's Atlantic rainforest. *Science* (New York, N.Y.) 315, 1070-1072.
- Young, T.P., Chase, J.M., Huddleston, R.T., 2001. Community succession and assembly comparing, contrasting and combining paradigms in the context of ecological restoration. *Ecological Restoration* 5-18.
- Zuur A.F., Ieno E.N., Smith G.M., 2007. Analysing ecological data. In *Statistics for biology and health*. Heidelberg, Germany:Springer.

Anexo I. Valores de las variables edáficas y de vegetación.**Tabla 1.** Valores medios y error estándar (\pm ES) de las variables edáficas, para los 18 grupos creados en función de los años de muestreo (2009 y 2010), de los terraplenes (T1, T2 y T3) y del tratamiento aplicado (Control, Fuera y Dentro de isla). Se realizó un test *post hoc* de Fisher para la triple interacción (Tiempo*Terraplén*Tratamientos) y se asignaron letras a los grupos homogéneos.

Año	Terraplén	Tratamiento	pH	CE (μ S/cm)	Arcillas (porcentaje)	Limos (porcentaje)	Arenas (porcentaje)
2009	T1	Control	7.65 \pm 0.53 ef	58.27 \pm 16.70 g	3.00 \pm 0.00 e	16.33 \pm 0.88 ab	80.67 \pm 0.88 cd
		Fuera	8.40 \pm 0.13 c	89.10 \pm 5.48 efg	5.33 \pm 1.45 cd	14.33 \pm 1.33 adcd	80.33 \pm 1.86 cd
		Dentro	8.04 \pm 0.28 abcde	67.18 \pm 10.87 fg	3.67 \pm 0.88 cde	12.67 \pm 0.88 cdefg	83.67 \pm 0.88 abc
	T2	Control	8.43 \pm 0.18 b	89.13 \pm 0.42 efg	4.50 \pm 0.50 cde	16.50 \pm 3.50 ab	79.00 \pm 3.00 def
		Fuera	8.72 \pm 0.05 a	76.18 \pm 5.43 fg	5.00 \pm 1.00 cde	14.00 \pm 0.00 abcefg	81.00 \pm 1.00 bcd
		Dentro	8.39 \pm 0.09 ac	89.60 \pm 2.90 defg	4.50 \pm 0.50 de	16.50 \pm 1.50 a	79.00 \pm 1.00 def
	T3	Control	7.49 \pm 0.12 ef	77.78 \pm 4.40 fg	11.67 \pm 0.67 b	15.33 \pm 0.88 acd	73.00 \pm 0.58 h
		Fuera	7.35 \pm 0.17 f	72.15 \pm 13.92 fg	15.67 \pm 0.88 a	13.67 \pm 0.88 abcefg	72.33 \pm 1.33 h
		Dentro	7.45 \pm 0.06 ef	92.45 \pm 9.98 dfg	12.33 \pm 0.88 ab	15.67 \pm 1.20 abc	72.00 \pm 0.58 h
2010	T1	Control	7.73 \pm 0.47 bdef	99.97 \pm 34.52 cdef	4.00 \pm 0.58 cd	12.00 \pm 1.53 defg	84.00 \pm 1.15 ab
		Fuera	8.02 \pm 0.06 abde	168.50 \pm 4.01 ab	4.35 \pm 0.87 cde	11.08 \pm 1.96 fg	84.57 \pm 1.95 ab
		Dentro	7.76 \pm 0.06 bcdef	164.63 \pm 19.78 b	3.69 \pm 0.65 cde	10.84 \pm 0.45 g	85.47 \pm 0.29 a
	T2	Control	8.05 \pm 0.05 acdef	141.53 \pm 4.17 bcd	4.50 \pm 0.50 cde	15.50 \pm 1.50 abcde	80.00 \pm 1.00 cde
		Fuera	7.99 \pm 0.08 bcdef	176.93 \pm 0.22 ab	5.14 \pm 0.86 cde	13.91 \pm 0.09 abcefg	80.95 \pm 0.95 bcd
		Dentro	7.83 \pm 0.12 bcef	169.08 \pm 10.13 ab	6.00 \pm 1.00 c	13.00 \pm 1.00 bcdefg	81.00 \pm 0.00 bcd
	T3	Control	7.71 \pm 0.05 def	144.92 \pm 17.57 bc	12.00 \pm 1.00 b	12.67 \pm 0.88 cefg	75.33 \pm 1.45 fgh
		Fuera	7.79 \pm 0.08 bcde	212.22 \pm 31.98 a	12.33 \pm 0.33 b	14.33 \pm 0.88 abcef	73.33 \pm 0.88 gh
		Dentro	7.50 \pm 0.14 ef	132.23 \pm 11.02 bce	11.33 \pm 0.67 b	12.00 \pm 0.00 defg	76.67 \pm 0.67 efg

Tabla 2. Valores medios y error estándar (\pm ES) de las variables edáficas, para los 18 grupos creados en función de los años de muestreo (2009 y 2010), de los terraplenes (T1, T2 y T3) y del tratamiento aplicado (Control, Fuera y Dentro de isla). Se realizó un test *post hoc* de Fisher para la triple interacción (Tiempo*Terraplén*Tratamientos) y se asignaron letras a los grupos homogéneos.

Año	Terraplén	Tratamiento	N (porcentaje)	C (porcentaje)	NO ₃ (ppm)	NH ₄ (ppm)	P (mg kg ⁻¹)
2009	T1	Control	0.07 \pm 0.01 cdefgh	0.91 \pm 0.27 fgh	0.12 \pm 0.08 bcd	1.79 \pm 0.02 de	3.67 \pm 0.52 f
		Fuera	0.04 \pm 0.01 h	0.58 \pm 0.14 gh	0.03 \pm 0.01 d	1.63 \pm 0.02 f	3.77 \pm 1.27 f
		Dentro	0.07 \pm 0.01 egh	0.68 \pm 0.17 gh	0.27 \pm 0.08 abc	1.63 \pm 0.03 f	4.46 \pm 0.81 ef
	T2	Control	0.09 \pm 0.02 cdefgh	1.52 \pm 0.12 cde	0.18 \pm 0.01 bcd	1.71 \pm 0.00 def	4.48 \pm 0.83 ef
		Fuera	0.06 \pm 0.01 efgh	0.86 \pm 0.05 fgh	0.13 \pm 0.05 bcd	1.64 \pm 0.03 ef	2.86 \pm 0.14 f
		Dentro	0.10 \pm 0.01 bcdefg	1.25 \pm 0.17 def	0.48 \pm 0.04 a	1.72 \pm 0.00 def	4.92 \pm 0.80 ef
	T3	Control	0.06 \pm 0.01 gh	0.67 \pm 0.19 gh	0.03 \pm 0.01 d	1.84 \pm 0.02 d	9.56 \pm 1.43 cd
		Fuera	0.06 \pm 0.01 gh	0.51 \pm 0.06 h	0.03 \pm 0.00 d	1.76 \pm 0.01 def	7.38 \pm 0.57 de
		Dentro	0.08 \pm 0.01 cefgh	0.82 \pm 0.07 fgh	0.32 \pm 0.23 ab	1.73 \pm 0.07 def	6.80 \pm 0.71 de
2010	T1	Control	0.07 \pm 0.02 cefgh	0.69 \pm 0.21 gh	0.05 \pm 0.03 d	2.70 \pm 0.03 a	8.20 \pm 3.25 de
		Fuera	0.11 \pm 0.01 bcdef	2.12 \pm 0.17 ab	0.04 \pm 0.01 d	2.62 \pm 0.04 a	22.79 \pm 1.88 ab
		Dentro	0.11 \pm 0.01 bcdef	1.75 \pm 0.23 bcd	0.10 \pm 0.05 d	2.40 \pm 0.07 b	17.40 \pm 3.57 bc
	T2	Control	0.12 \pm 0.02 abcd	1.09 \pm 0.03 fgh	0.16 \pm 0.01 bcd	2.59 \pm 0.05 a	6.38 \pm 1.41 def
		Fuera	0.15 \pm 0.04 ab	2.09 \pm 0.12 abc	0.06 \pm 0.01 d	2.63 \pm 0.03 a	18.86 \pm 3.85 ab
		Dentro	0.16 \pm 0.03 a	2.33 \pm 0.39 a	0.08 \pm 0.02 bcd	2.34 \pm 0.02 b	23.65 \pm 8.09 ab
	T3	Control	0.09 \pm 0.00 cdefgh	2.16 \pm 0.20 ab	0.11 \pm 0.03 bcd	2.60 \pm 0.05 a	19.81 \pm 2.03 ab
		Fuera	0.15 \pm 0.02 ab	2.16 \pm 0.20 ab	0.09 \pm 0.02 d	2.73 \pm 0.01 a	20.65 \pm 2.50 ab
		Dentro	0.12 \pm 0.02 abd	1.77 \pm 0.10 bcd	0.10 \pm 0.01 cd	2.13 \pm 0.13 c	30.57 \pm 4.91 a

Tabla 3. Valores medios y error estándar (\pm ES) de las variables de vegetación, para 18 grupos creados en función de los años de muestreo (2009 y 2010), de los terraplenes (T1, T2 y T3) y del tratamiento aplicado (Control, Fuera y Dentro de isla). Se realizó un test *post hoc* de Fisher para la triple interacción (Tiempo*Terraplén*Tratamientos) y se asignaron letras a los grupos homogéneos.

Año	Terraplén	Tratamiento	Cobertura vegetal (porcentaje)	Suelo desnudo (porcentaje)	Hojarasca (porcentaje)	Riqueza	Índice de Shannon	Índice de Simpson
2009	T1	Control	62.5 \pm 13.77 fghij	37.5 \pm 13.77 abcd	0.17 \pm 0.17 g	13.00 \pm 2.75 abcdef	2.11 \pm 0.15 bcdefg	0.35 \pm 0.05 abcde
		Fuera	40.83 \pm 10.83 j	62.5 \pm 12.58 ab	0.50 \pm 0.50 g	13.33 \pm 1.74 abcdef	2.35 \pm 0.03 abcdefg	0.28 \pm 0.00 cdef
		Dentro	51.17 \pm 18.61 gij	60.5 \pm 13.18 b	1.33 \pm 0.73 g	9.17 \pm 2.68 fgh	1.54 \pm 0.20 g	0.47 \pm 0.11 ab
	T2	Control	68.75 \pm 3.75 efghij	31.25 \pm 3.75 abcde	0.25 \pm 0.25 g	21.25 \pm 1.25 ab	2.73 \pm 0.13 abcd	0.23 \pm 0.04 cdef
		Fuera	55 \pm 27.50 ghij	63.75 \pm 13.75 ab	0.00 \pm 0.00 g	11.75 \pm 0.25 abcdefg	2.20 \pm 0.15 abcdefg	0.30 \pm 0.06 abcdef
		Dentro	38.75 \pm 3.75 ij	65.00 \pm 0.00 ab	1.25 \pm 1.25 g	11.00 \pm 2.00 cdefgh	2.55 \pm 0.35 abcdefg	0.22 \pm 0.04 def
	T3	Control	86.67 \pm 5.07 bcdefh	13.33 \pm 5.07 cdefg	5.83 \pm 0.83 fg	9.50 \pm 0.76 defgh	1.65 \pm 0.32 eg	0.44 \pm 0.09 abc
		Fuera	79.17 \pm 9.61 cefgh	35.00 \pm 2.50 abcd	6.67 \pm 1.67 efg	9.67 \pm 0.33 defgh	1.72 \pm 0.11 efg	0.43 \pm 0.04 abc
		Dentro	67.50 \pm 5.77 fghij	43.33 \pm 6.51 abc	1.00 \pm 0.76 g	7.17 \pm 1.20 gh	1.83 \pm 0.30 defg	0.38 \pm 0.07 abcd
2010	T1	Control	95.00 \pm 3.82 abcd	6.67 \pm 4.41 efg	33.33 \pm 15.90 def	14.33 \pm 2.85 abcde	2.86 \pm 0.75 abc	0.34 \pm 0.11 abcde
		Fuera	70.83 \pm 7.12 efghi	40.00 \pm 14.22 abcd	20.83 \pm 8.21 defg	15.33 \pm 4.62 abcde	2.74 \pm 0.53 abcd	0.50 \pm 0.11 a
		Dentro	72.5 \pm 8.78 efh	27.5 \pm 7.64 acde	22.6 \pm 10.74 defg	17.67 \pm 1.09 abc	3.23 \pm 0.33 a	0.33 \pm 0.06 abcde
	T2	Control	60 \pm 5.00 fghij	43.75 \pm 13.75 abc	10.00 \pm 5.00 defg	14.75 \pm 3.25 abcdef	3.14 \pm 0.58 ab	0.37 \pm 0.03 abcde
		Fuera	87.5 \pm 7.50 abcdef	8.75 \pm 8.75 defg	23.75 \pm 11.25 defg	22.75 \pm 1.25 a	3.12 \pm 0.01 abc	0.34 \pm 0.05 abcde
		Dentro	78.75 \pm 3.75 cdefgh	22.50 \pm 17.50 cdefg	47.50 \pm 22.50 cde	15.50 \pm 3.00. abcde	2.49 \pm 0.44 abcdefg	0.42 \pm 0.00 abcd
	T3	Control	98.33 \pm 0.83 a	22.50 \pm 21.26 cdef	40.00 \pm 20.00 def	12.00 \pm 1.32 bcdefg	2.58 \pm 0.25 abcd	0.35 \pm 0.06 abcde
		Fuera	92.5 \pm 7.50 abd	35.00 \pm 25.66 abcde	25.00 \pm 16.07 defg	15.33 \pm 0.88 abcd	2.64 \pm 0.38 abcd	0.39 \pm 0.09 abcd
		Dentro	89.1 \pm 5.84 abcde	17.50 \pm 4.33 cdefg	25.00 \pm 10.41 defg	10.33 \pm 2.32 defgh	2.17 \pm 0.16 bcdefg	0.47 \pm 0.03 ab
2011	T1	Control	100.00 \pm 0 ab	3.33 \pm 3.33 fg	91.67 \pm 8.33 a	12.50 \pm 2.75 bcdefg	2.45 \pm 0.41 abcdefg	0.25 \pm 0.06 def
		Fuera	93.33 \pm 6.67 abcd	6.67 \pm 6.67 fg	83.33 \pm 12.02 ab	15.50 \pm 5.68 abcdef	2.83 \pm 0.52 abc	0.19 \pm 0.07 ef
		Dentro	100.00 \pm 0 ab	0.00 \pm 0.00 fg	88.33 \pm 6.01 a	11.00 \pm 2.57 cdefgh	2.09 \pm 0.31 cdefg	0.33 \pm 0.06 abcde
	T2	Control	97.5 \pm 2.50 abcd	0.00 \pm 0.00 fg	100.00 \pm 0.00 a	14.75 \pm 4.25 abcdef	2.63 \pm 0.13 abcde	0.18 \pm 0.02 ef
		Fuera	86.25 \pm 13.75 abcdef	23.75 \pm 23.75 cdefg	51.25 \pm 28.75 bcd	19.00 \pm 2.50 abc	3.23 \pm 0.34 a	0.12 \pm 0.03 f
		Dentro	100 \pm 0 ab	5.00 \pm 5.00 efg	75.00 \pm 25.00 abc	16.25 \pm 3.25 abcd	3.09 \pm 0.01 abc	0.13 \pm 0.01 f
	T3	Control	100.00 \pm 0 a	0.00 \pm 0.00 g	96.67 \pm 3.33 a	6.00 \pm 0.76 h	2.08 \pm 0.25 cdefg	0.30 \pm 0.06 bcdef
		Fuera	100 \pm 0 ab	0.00 \pm 0.00 fg	80.00 \pm 20.00 ab	8.67 \pm 1.96 efg	2.43 \pm 0.20 abcdefg	0.23 \pm 0.02 def
		Dentro	96.66 \pm 3.33 ab	3.33 \pm 3.33 fg	90.00 \pm 10.00 a	8.00 \pm 1.04 fgh	2.40 \pm 0.21 abcdefg	0.25 \pm 0.04 def

Tabla 4. Valores medios y error estándar (\pm ES) de las variables de vegetación, para los 6 grupos creados en función de los años de muestreo (2009 y 2010) y de cada una de las matrices adyacentes (M1, M2 y M3). Se realizó un test *post hoc* de Fisher para la doble interacción (Tiempo*Matriz) y se asignaron letras a los grupos homogéneos.

Año	Matriz	Cobertura vegetal	Suelo desnudo	Hojarasca (porcentaje)	Riqueza	Índice de Shannon	Índice de Simpson
2009	M1	74.44 \pm 9.15 ac	2.00 \pm 1.17 a	73.33 \pm 10.10 ab	14.33 \pm 1.45 ab	2.05 \pm 0.21 ab	0.37 \pm 0.06 a
	M2	85.56 \pm 5.68 a	1.11 \pm 1.11 a	91.67 \pm 8.33 b	10.56 \pm 1.91 b	1.79 \pm 0.23 b	0.42 \pm 0.06 a
	M3	58.33 \pm 8.50 b	26.00 \pm 10.66 b	40.56 \pm 13.91 c	11.33 \pm 1.42 ab	1.79 \pm 0.30 ab	0.46 \pm 0.09 a
2010	M1	90.00 \pm 3.23 a	4.44 \pm 2.27 a	70.00 \pm 9.28 ab	16.11 \pm 1.73 a	2.85 \pm 0.39 a	0.39 \pm 0.05 a
	M2	87.22 \pm 4.94 a	0.00 \pm 0.00 a	63.89 \pm 8.24 a	12.67 \pm 2.44 ab	2.53 \pm 0.39 ab	0.41 \pm 0.09 a
	M3	63.33 \pm 4.94 bc	27.50 \pm 6.02 b	34.17 \pm 6.11 c	18.17 \pm 1.25 a	2.92 \pm 0.43 a	0.34 \pm 0.03 a

Anexo II. Listado de especies presentes en los terraplenes y en las matrices adyacentes.

Especie	Familia	Terraplenes	Matrices
<i>Aegilops triuncialis</i> L.	Gramineae	X	X
<i>Agropyron cristatum</i> (L.) Gaertn	Gramineae	X	
<i>Agrostemma githago</i> L.	Caryophyllaceae	X	X
<i>Agrostis castellana</i> Boiss. & Reuter	Gramineae	X	X
<i>Aira caryophyllea</i> L.	Gramineae	X	
<i>Allium oleraceum</i> L.	Liliaceae	X	X
<i>Allium pallens</i> L.	Liliaceae		X
<i>Allium</i> sp.	Liliaceae	X	X
<i>Alyssum granatense</i> Boiss. & Reuter	Cruciferae	X	X
<i>Anacyclus clavatus</i> (Desf.) Pers.	Compositae	X	X
<i>Anchusa</i> sp.	Boraginaceae	X	
<i>Andryala integrifolia</i> L.	Compositae		X
<i>Anthemis arvensis</i> L.	Compositae	X	X
<i>Anthoxanthum aristatum</i> Boiss.	Gramineae	X	X
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	Gramineae	X	X
<i>Arenaria leptoclados</i> (Rchb.) Guss.	Caryophyllaceae	X	
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	Caryophyllaceae		X
<i>Armeria alliacea</i> (Cav.) Hoffmanns. & Link.	Plumbaginaceae		X
<i>Arrhenatherum album</i> (Vahl) W. D. Clayton	Gramineae		X
<i>Avena barbata</i> Pott ex Link	Gramineae	X	X
<i>Avena sativa</i> L.	Gramineae	X	X
<i>Avena sterilis</i> L.	Gramineae	X	X
<i>Biserrula pelecinus</i> L.	Leguminosae	X	
<i>Brachypodium distachyum</i> (L.) P. Beauv.	Gramineae		X
<i>Brassica barrelieri</i> (L.) Janka	Cruciferae	X	X
<i>Bromus diandrus</i> Roth	Gramineae	X	X
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	Gramineae	X	X
<i>Bromus madritensis</i> L.	Gramineae	X	X
<i>Bromus ramosus</i> L.	Gramineae	X	
<i>Bromus rubens</i> L.	Gramineae	X	X
<i>Bromus sterilis</i> L.	Gramineae	X	X
<i>Bromus tectorum</i> L.	Gramineae	X	X
<i>Buglossoides arvensis</i> (L.) I.M.Johnst	Boraginaceae	X	
<i>Calepina irregularis</i> (Asso) Thell. in Schinz & Keller	Cruciferae		X
<i>Campanula rapunculus</i> L.	Campanulaceae	X	X
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medicus	Cruciferae		
<i>Carduus carpetanus</i> Boiss. & Reut.	Compositae		X
<i>Carduus pycnocephalus</i> L.	Compositae	X	
<i>Carduus tenuiflorus</i> W.M.Curtis	Compositae	X	
<i>Carlina racemosa</i> L.	Compositae		X
<i>Carthamus lanatus</i> L.	Compositae	X	

Especie	Familia	Terraplenes	Matrices
<i>Catananche caerulea</i> L.	<i>Compositae</i>	X	
<i>Centaurea cyanus</i> L.	<i>Compositae</i>		X
<i>Centaurea melitensis</i> L.	<i>Compositae</i>	X	
<i>Centaurea ornata</i> Willd.	<i>Compositae</i>		X
<i>Centaurea paniculata</i> L.	<i>Compositae</i>	X	X
<i>Centaurea</i> sp.	<i>Compositae</i>	X	
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	<i>Caryophyllaceae</i>	X	X
<i>Cerastium gracile</i> Dufour	<i>Caryophyllaceae</i>	X	X
<i>Chamaemelum mixtum</i> (L.) All.	<i>Compositae</i>		X
<i>Chenopodium album</i> L.	<i>Amaranthaceae</i>	X	
<i>Chondrilla juncea</i> L.	<i>Compositae</i>	X	X
<i>Cichorium intybus</i> L.	<i>Compositae</i>		X
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	<i>Compositae</i>	X	
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	<i>Convolvulaceae</i>	X	X
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronq.	<i>Compositae</i>	X	X
<i>Coronilla repanda</i> (Poir.) Guss.	<i>Leguminosae</i>	X	X
<i>Coronilla scorpioides</i> (L.) W.D.J. Koch	<i>Leguminosae</i>		X
<i>Corynephorus canescens</i> (L.) Beauv.	<i>Gramineae</i>		X
<i>Corynephorus fasciculatus</i> Boiss. & Reuter	<i>Gramineae</i>		X
<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr.	<i>Compositae</i>		X
<i>Crepis pulchra</i> L.	<i>Compositae</i>	X	
<i>Crepis taraxacifolia</i> (Thuill.) Thell. ex. Schinz & Keller	<i>Compositae</i>	X	X
<i>Crepis vesicaria</i> L.	<i>Compositae</i>	X	X
<i>Crucianella angustifolia</i> L.	<i>Rubiaceae</i>	X	X
<i>Cruciata pedemontana</i> (Bellardi) Ehrend.	<i>Rubiaceae</i>		X
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	<i>Gramineae</i>		X
<i>Cynosurus echinatus</i> L.	<i>Gramineae</i>	X	X
<i>Dactylis glomerata</i> L.	<i>Gramineae</i>	X	X
<i>Daucus carota</i> L.	<i>Umbelliferae</i>	X	X
<i>Dipcadi</i> sp.	<i>Liliaceae</i>	X	X
<i>Diplotaxis virgata</i> (Cav.) DC.	<i>Cruciferae</i>		X
<i>Echinaria capitata</i> (L.) Desf.	<i>Gramineae</i>	X	
<i>Echium plantagineum</i> L.	<i>Boraginaceae</i>	X	X
<i>Echium vulgare</i> L.	<i>Boraginaceae</i>	X	
<i>Epilobium brachycarpum</i> C. Presl.	<i>Onagraceae</i>	X	X
<i>Erodium ciconium</i> (L.) L'Hér.	<i>Geraniaceae</i>	X	
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér.	<i>Geraniaceae</i>	X	X
<i>Eryngium campestre</i> L.	<i>Umbelliferae</i>	X	X
<i>Festuca ampla</i> Hackel	<i>Gramineae</i>		X
<i>Festuca arundinacea</i> Schreber	<i>Gramineae</i>	X	
<i>Festuca</i> sp.	<i>Gramineae</i>	X	X
<i>Filago pyramidata</i> L.	<i>Compositae</i>		X

Especie	Familia	Terraplenes	Matrices
<i>Galium parisiense</i> L.	Rubiaceae	X	X
<i>Galium aparine</i> L.	Rubiaceae	X	X
<i>Galium verum</i> L.	Rubiaceae	X	X
<i>Gaudinia fragilis</i> (L.) Beauv.	Gramineae		X
<i>Geranium dissectum</i> L.	Geraniaceae	X	X
<i>Geranium molle</i> L.	Geraniaceae	X	X
<i>Geranium rotundifolium</i> L.	Geraniaceae	X	
<i>Hedypnois cretica</i> (L.) Dum.-Courset	Compositae	X	
<i>Halimium umbellatum</i> subsp. <i>viscosum</i> (Willk.) O. Bolòs & Vigo in Buttl.	Cistaceae	X	X
<i>Heliotropium europaeum</i> L.	Boraginaceae		X
<i>Hieracium</i> sp	Compositae	X	X
<i>Hirschfeldia incana</i> (L.) Lagr.-Foss.	Cruciferae	X	
<i>Holcus gayanus</i> Boiss.	Gramineae	X	X
<i>Holcus lanatus</i> L.	Gramineae		X
<i>Holcus setigermis</i> Boiss. & Reuter	Gramineae	X	X
<i>Hordeum murinum</i> L.	Gramineae	X	X
<i>Hordeum vulgare</i> L.	Gramineae	X	X
<i>Hymenocarpus lotoides</i> (L.) Vis.	Leguminosae	X	X
<i>Hypochaeris glabra</i> L.	Compositae	X	X
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	Compositae	X	X
<i>Jasione montana</i> L.	Campanulaceae		X
<i>Juncus squarrosus</i> L.	Juncaceae		X
<i>Lactuca serriola</i> L.	Compositae	X	X
<i>Lamium amplexicaule</i> L.	Labiatae	X	
<i>Lapsana communis</i> L.	Compositae	X	X
<i>Lathyrus angulatus</i> L.	Leguminosae	X	X
<i>Lathyrus inconspicuus</i> L.	Leguminosae	X	X
<i>Legousia hybrida</i> (L.) Delarbre	Campanulaceae	X	X
<i>Leontodon taraxacoides</i> (Vill.) Mérat	Compositae	X	X
<i>Lepidium heterophyllum</i> (DC.) Benth	Cruciferae		X
<i>Linaria arvensis</i> (L.) Desf.	Scrophulariaceae	X	X
<i>Linaria sparteae</i> (L.) Chaz.	Scrophulariaceae	X	X
<i>Logfia gallica</i> (L.) Cosson & Germ.	Compositae		X
<i>Logfia minima</i> (Sm.) Dumort.	Compositae		X
<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	Gramineae	X	X
<i>Lolium rigidum</i> Gaudin	Gramineae	X	X
<i>Lupinus angustifolius</i> L.	Leguminosae	X	X
<i>Margotia gummifera</i> (Desf.) Lange in Willk. & Lange	Umbelliferae		X
<i>Medicago minima</i> (L.) L.	Leguminosae	X	X
<i>Medicago polymorpha</i> L.	Leguminosae	X	
<i>Medicago rigidula</i> (L.) All.	Leguminosae	X	

Especie	Familia	Terraplenes	Matrices
<i>Medicago sativa</i> L.	<i>Leguminosae</i>	X	
<i>Medicago</i> sp.	<i>Leguminosae</i>	X	
<i>Melilotus albus</i> Medik.	<i>Leguminosae</i>	X	
<i>Melilotus altissimus</i> Thuill.	<i>Leguminosae</i>	X	
<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.	<i>Leguminosae</i>	X	
<i>Melilotus sulcatus</i> Desf.	<i>Leguminosae</i>	X	
<i>Mibora minima</i> (L.) Desv.	<i>Gramineae</i>		X
<i>Misopates orontium</i> (L.) Raf.	<i>Scrophulariaceae</i>		X
<i>Moenchia erecta</i> (L.) G. Gaertn., B. Mey. & Schreb.	<i>Caryophyllaceae</i>		X
<i>Muscari comosum</i> (L.) Miller	<i>Liliaceae</i>		X
<i>Muscari neglectum</i> Guss. ex Ten.	<i>Liliaceae</i>		X
<i>Myosotis arvensis</i> (L.) Hill	<i>Boraginaceae</i>	X	X
<i>Myosotis discolor</i> Pers	<i>Boraginaceae</i>		X
<i>Onobrychis viciifolia</i> Scop.	<i>Leguminosae</i>	X	
<i>Onopordum acanthium</i> L.	<i>Compositae</i>	X	
<i>Onopordum illyricum</i> L.	<i>Compositae</i>	X	X
<i>Ornithopus compressus</i> L.	<i>Leguminosae</i>	X	X
<i>Ornithopus perpusillus</i> L.	<i>Leguminosae</i>	X	X
<i>Papaver argemone</i> L.	<i>Papaveraceae</i>	X	X
<i>Papaver dubium</i> L.	<i>Papaveraceae</i>	X	
<i>Papaver rhoeas</i> L.	<i>Papaveraceae</i>	X	
<i>Parapholis incurva</i> (L.) C. E. Hubbard	<i>Gramineae</i>		X
<i>Paronychia argentea</i> Lam.	<i>Caryophyllaceae</i>	X	X
<i>Petrorhagia nanteuillii</i> (Burnat) P.W. Ball & Heywood	<i>Caryophyllaceae</i>	X	X
<i>Phalaris minor</i> Retz.	<i>Gramineae</i>		X
<i>Phleum pratense</i> L.	<i>Gramineae</i>		X
<i>Pinus pinea</i> L.	<i>Pinaceae</i>		X
<i>Plantago afra</i> L.	<i>Plantaginaceae</i>		X
<i>Plantago coronopus</i> L.	<i>Plantaginaceae</i>	X	X
<i>Plantago holosteum</i> Scop.	<i>Plantaginaceae</i>		X
<i>Plantago lagopus</i> L.	<i>Plantaginaceae</i>	X	
<i>Plantago lanceolata</i> L.	<i>Plantaginaceae</i>	X	X
<i>Plantago subulata</i> L.	<i>Plantaginaceae</i>		X
<i>Poa bulbosa</i> L.	<i>Gramineae</i>	X	X
<i>Poa trivialis</i> L.	<i>Gramineae</i>		X
<i>Polycarpon tetraphyllum</i> (L.) L.	<i>Caryophyllaceae</i>	X	
<i>Polygonum aviculare</i> L.	<i>Polygonaceae</i>	X	
<i>Psilurus incurvus</i> (Gouan) Schinz & Thell.	<i>Gramineae</i>	X	X
<i>Ranunculus arvensis</i> L.	<i>Ranunculaceae</i>	X	X
<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	<i>Cruciferae</i>	X	X
<i>Reseda luteola</i> L.	<i>Resedaceae</i>	X	

Especie	Familia	Terraplenes	Matrices
<i>Rorippa intermedia</i> (Kuntze) R. Stuckey	<i>Cruciferae</i>		X
<i>Rosa canina</i> L.	<i>Rosaceae</i>		X
<i>Rumex acetosella</i> L.	<i>Polygonaceae</i>	X	X
<i>Rumex angiocarpus</i> Murb.	<i>Polygonaceae</i>	X	X
<i>Rumex bucephalophorus</i> L.	<i>Polygonaceae</i>	X	X
<i>Rumex papillaris</i> Boiss. et Reut.	<i>Polygonaceae</i>		X
<i>Rumex pulcher</i> L.	<i>Polygonaceae</i>	X	X
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	<i>Rosaceae</i>	X	X
<i>Sanguisorba verrucosa</i> (Link ex G. Don) Ces.	<i>Rosaceae</i>	X	X
<i>Saxifraga granulata</i> L.	<i>Saxifragaceae</i>		X
<i>Scleranthus annuus</i> L.	<i>Caryophyllaceae</i>	X	X
<i>Scleranthus</i> sp.	<i>Caryophyllaceae</i>	X	
<i>Scolymus hispanicus</i> L.	<i>Compositae</i>	X	
<i>Scorzonera</i> sp.	<i>Compositae</i>	X	
<i>Sedum caespitosum</i> (Cav) DC.	<i>Crassulaceae</i>		X
<i>Senecio vulgaris</i> L.	<i>Compositae</i>		X
<i>Sherardia arvensis</i> L.	<i>Rubiaceae</i>	X	X
<i>Silene colorata</i> Poiret	<i>Caryophyllaceae</i>	X	X
<i>Silene conica</i> L.	<i>Caryophyllaceae</i>	X	
<i>Silene gallica</i> L.	<i>Caryophyllaceae</i>	X	X
<i>Sonchus arvensis</i> L.	<i>Compositae</i>	X	
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	<i>Compositae</i>	X	X
<i>Sonchus</i> sp.	<i>Compositae</i>	X	
<i>Spergula arvensis</i> L.	<i>Caryophyllaceae</i>	X	
<i>Spergularia rubra</i> (L.) J. & C. Presl	<i>Caryophyllaceae</i>	X	X
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	<i>Caryophyllaceae</i>	X	
<i>Stipa capensis</i> Thunb.	<i>Gramineae</i>		X
<i>Stipa lagascae</i> Guss.	<i>Gramineae</i>		X
<i>Taeniatherum caput-medusae</i> (L.) Nevski	<i>Gramineae</i>	X	X
<i>Taraxacum</i> sp	<i>Compositae</i>		X
<i>Tolpis barbata</i> (L.) Gaertner	<i>Compositae</i>	X	X
<i>Tordylium maximum</i> L.	<i>Umbelliferae</i>	X	X
<i>Torilis leptophylla</i> (L.) Reichenb	<i>Umbelliferae</i>	X	X
<i>Torilis nodosa</i> (L.) Gaertn.	<i>Umbelliferae</i>		X
<i>Torilis</i> sp.	<i>Umbelliferae</i>	X	
<i>Tragopogon dubius</i> Scop.	<i>Compositae</i>		X
<i>Trifolium angustifolium</i> L.	<i>Leguminosae</i>	X	X
<i>Trifolium arvense</i> L.	<i>Leguminosae</i>	X	X
<i>Trifolium campestre</i> Schreb. in Sturm	<i>Leguminosae</i>	X	X
<i>Trifolium cernuum</i> Brot.	<i>Leguminosae</i>	X	
<i>Trifolium cherleri</i> L.	<i>Leguminosae</i>	X	X
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	<i>Leguminosae</i>		X
<i>Trifolium glomeratum</i> L.	<i>Leguminosae</i>	X	X

Especie	Familia	Terraplenes	Matrices
<i>Trifolium hirtum</i> All.	<i>Leguminosae</i>		X
<i>Trifolium pratense</i> L.	<i>Leguminosae</i>	X	X
<i>Trifolium scabrum</i> L.	<i>Leguminosae</i>	X	
<i>Trifolium striatum</i> L.	<i>Leguminosae</i>	X	X
<i>Trifolium strictum</i> L.	<i>Leguminosae</i>	X	X
<i>Trifolium subterraneum</i> L.	<i>Leguminosae</i>	X	
<i>Trifolium sylvaticum</i> Gérard ex Loisel.	<i>Leguminosae</i>	X	
<i>Trifolium tomentosum</i> L.	<i>Leguminosae</i>	X	
<i>Trigonella polyceratia</i> L.	<i>Leguminosae</i>	X	
<i>Trisetum paniceum</i> (Lam.) Paunero	<i>Gramineae</i>	X	
<i>Turgenia latifolia</i> (L.) Hoffm.	<i>Umbelliferae</i>		X
<i>Valerianella discoidea</i> (L.) Loisel	<i>Valerianaceae</i>		X
<i>Velezia rigida</i> L.	<i>Caryophyllaceae</i>		X
<i>Verbascum thapsus</i> L.	<i>Scrophulariaceae</i>		X
<i>Verbena officinalis</i> L.	<i>Verbenaceae</i>		X
<i>Veronica arvensis</i> L.	<i>Scrophulariaceae</i>	X	X
<i>Vicia cracca</i> L.	<i>Leguminosae</i>	X	X
<i>Vicia dasycarpa</i> Ten.	<i>Leguminosae</i>	X	X
<i>Vicia lutea</i> L.	<i>Leguminosae</i>	X	X
<i>Vicia parviflora</i> Cav.	<i>Leguminosae</i>		X
<i>Vicia sativa</i> L.	<i>Leguminosae</i>		X
<i>Vicia</i> sp.	<i>Leguminosae</i>	X	
<i>Viola kitaibeliana</i> Schultes in Roemer & Schultes	<i>Violaceae</i>	X	X
<i>Vulpia ciliata</i> Dumort.	<i>Gramineae</i>	X	X
<i>Vulpia muralis</i> (Kunth) Nees	<i>Gramineae</i>	X	X
<i>Vulpia myuros</i> (L.) C.C. Gmelin	<i>Gramineae</i>	X	X
<i>Vulpia</i> sp.	<i>Gramineae</i>	X	
<i>Vulpia unilateralis</i> (L.) Stace	<i>Gramineae</i>	X	

Anexo III. Ajuste de las variables edáficas y de los factores para cada año en la ordenación NMDS para la composición de especies.

	2009		2010	
	R2	Pr(>r)	R2	Pr(>r)
pH	0.400	<0.010	0.056	0.553
CE	0.181	0.136	0.143	0.210
Arcillas	0.702	<0.001	0.680	<0.001
Limos	0.066	0.471	0.085	0.397
Arenas	0.499	<0.001	0.369	<0.010
N	0.112	0.318	0.085	0.407
C	0.309	<0.050	0.128	0.229
NO₃⁻	0.145	0.213	0.049	0.587
NH₄⁺	0.125	0.231	0.140	0.214
P	0.441	<0.005	0.346	<0.010
Tratamiento	0.013	0.955	0.065	0.558
Terraplén	0.711	<0.001	0.540	<0.001

CAPÍTULO III

EFFECTOS DE LOS CONTAMINANTES PROCEDENTES DEL TRÁFICO SOBRE LAS CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS Y FISIOLÓGICAS DE *DACTYLIS GLOMERATA* L.



Jiménez, M.D., Torre, R., Mola, I., Vázquez, A., Balaguer, L.

“Local responses to global problems: Traffic pollutant impacts on morphological and physiological traits in Dactylis glomerata L.”. Science of the Total Environment,
(enviado)

Resumen

Los entornos de las carreteras son ambientes sometidos a elevadas concentraciones de contaminantes producidos por el tráfico rodado, tales como el dióxido de carbono y los metales, que pueden influenciar al desarrollo y crecimiento de las plantas. Sin embargo, las respuestas de las plantas a estos contaminantes en condiciones naturales no han sido bien documentadas. Con el fin de identificar los efectos de los altos niveles de CO₂ y de los metales sobre las características morfológicas, ecofisiológicas y reproductivas de *Dactylis glomerata*, se realizó un estudio “*in situ*” en taludes de carretera. El área de estudio se situó en los taludes de la autopista M-12 (Madrid, Centro de España).

En primer lugar, se analizaron curvas repuesta al CO₂ (Curvas A/Ci) en plantas que crecían a tres distancias de la carretera (corta, media y larga) y a dos intensidades de tráfico en 6 puntos de muestreo. También se analizó el efecto del CO₂ sobre el SLA, pigmentos fotosintéticos, nitrógeno foliar y carbohidratos. En segundo lugar, se analizó la concentración de 6 metales en hojas y raíces (Pb, Zn, Cu, Sr, Sn y Cd), para lo cual se seleccionaron plantas que crecieron a dos distancias de la vía y sometidas a dos intensidades de tráfico en 8 puntos de muestreo. En paralelo, se recogieron muestras de suelo próximas a las plantas para analizar los mismos metales, el pH, la materia orgánica y la textura, ya que son parámetros que pueden influir en la retención y absorción de dichos metales. Nuestros resultados indican que las plantas sometidas a altas intensidades de tráfico no muestran una respuesta positiva por alto CO₂ (ni las variables morfológicas, ni las variables relativas a la actividad fotosintética). Por lo tanto, nuestro estudio no apoya la hipótesis de fertilización por altos niveles de CO₂, en condiciones de baja disponibilidad de agua y nutrientes, las cuales son habituales en los taludes de ambientes mediterráneos. Por el contrario, encontramos evidencias de una regulación fotosintética a la baja, dado que en condiciones de alta intensidad de tráfico el almidón fue casi el doble, y V_{cmax} y J_{max} fueron menores. Por otro lado, el análisis de metales muestra que *Dactylis glomerata* tiene la capacidad de bioacumular Pb, Cu, Zn y Sr. Se detectó que la contribución de Zn y Sr fue principalmente por deposición, mientras que Pb y Cu fueron movilizados desde las raíces hasta los tejidos de las hojas. Por último, nuestros resultados indican que la bioacumulación de metales y una mayor proximidad a la vía reducen el número de inflorescencias de la planta objeto de estudio, afectando negativamente a su eficacia biológica. En conclusión, *Dactylis glomerata* presenta una respuesta fotosintética

leve a los altos niveles de CO₂ en condiciones estresantes (escasez de nutrientes y agua), sin embargo, esta especie responde a bajos niveles de metales detectados en los taludes, bioacumulando algunos de ellos en sus tejidos y disminuyendo su número de inflorescencias.

Palabras clave: carbohidratos, curvas respuesta A/Ci, eficacia biológica, fertilización por CO₂, metales, parámetros fotosintéticos, pigmentos, taludes de carretera.

Introducción

El tráfico rodado es y será el medio principal de transporte para personas y mercancías, por ejemplo, se ha estimado que la cifra de vehículos en China se incrementará de 63 millones en 2010 a 380 millones en 2040 y a 600 millones en 2050 (Hao et al., 2011). El constante crecimiento del número de carreteras implica un aumento de la contaminación atmosférica y de las emisiones de ruido. En la mayoría de las ciudades, el tráfico rodado es el causante del 80% de la contaminación atmosférica (Colville et al., 2001; FEHRL, 2005). Entre los contaminantes producidos por el tráfico rodado se encuentran incluidos metales tales como el plomo, el cadmio y el zinc, nocivos para la salud y el medio ambiente (ATSDR, 1994, 1999; Caussy et al., 2003; Zhang et al., 2012) y también los denominados compuestos volátiles orgánicos (en inglés “VOCs”) y el dióxido de carbono (Kesselmeier y Staudt, 1999; Duran et al., 2009).

Las plantas que crecen en los entornos de las carreteras están expuestas a una atmósfera con elevados niveles de partículas de óxidos de nitrógeno, amonio, monóxido y dióxido de carbono (Kittelson et al., 2004), con picos de concentraciones de CO₂ que superan hasta 5 veces los niveles habituales (Marinov y Sigrist, 2003). Por otra parte, los suelos de los entornos de carretera tienen altos niveles de metales, tales como Cd, Cr, Pb y Zn, debido principalmente a la contaminación difusa (Bergbäck et al., 2001). Todos estos contaminantes son un componente del filtro ambiental, relativo a la capacidad de carga del ecosistema, que condicionan a la comunidad de organismos que se establece en los entornos de las carreteras (Temperton, 2004). Sin embargo, sus efectos sobre la fisiología y la eficacia biológica (o *fitness*) de las plantas que crecen en los entornos de las carreteras no ha sido bien documentado hasta ahora. Particularmente, en condiciones mediterráneas los suelos de las carreteras son extremadamente pobres en nutrientes y agua (Bochet y García-Fayos, 2004; Jiménez et al., 2011). Estas condiciones ambientales extremas

posiblemente agravan los impactos negativos de los contaminantes sobre el estado fisiológico de las plantas que crecen en los entornos de las carreteras (Barceló y Poschenrieder, 1990; Siedlecka, 1995; de Silva et al., 2012).

La mayoría de los estudios que estudian la respuesta de las plantas al CO₂ se han llevado a cabo en condiciones controladas (invernaderos, cámaras climáticas, etc.), donde la disponibilidad de agua y nutrientes está asegurada. En estas condiciones óptimas para el crecimiento, las plantas muestran respuestas positivas en relación a sus características morfológicas (crecimiento de los tejidos, incremento de la biomasa, incremento de la producción agrícola) y mayores tasas de fotosíntesis (Poorter y Navas, 2003; Ainsworth y Long, 2005; Reddy et al., 2010). Estos resultados, apoyan la teoría de fertilización por alto CO₂, la cual predice que un aumento en los niveles de CO₂ está asociado a un mayor crecimiento y a un estímulo de la actividad fotosintética. En consecuencia, algunas iniciativas han sido implementadas para secuestrar CO₂ mediante plantaciones de árboles o cultivos como medidas de gestión sostenible (Lal, 2004; Jandl et al., 2007). En esta línea, se ha sugerido aplicar estas medidas en los entornos de las carreteras (Nowak et al., 1994; Ferrini et al., 2011; McCrae et al., 2007). Sin embargo, la hipótesis de fertilización por altos niveles de CO₂ se encuentra actualmente sometida a debate, ya que la respuesta de las plantas varía en función de las condiciones ambientales (Gifford, 2004) y la escasez de nutrientes, principalmente de nitrógeno, lo cual podría limitar el secuestro de carbono (Reich y Hobbie, 2012). Las investigaciones de los últimos 25 años han hecho notables esfuerzos por comprender y predecir las respuestas de las plantas a elevadas concentraciones de CO₂ en diferentes ecosistemas (Leuzinger y Hättenschwiler, 2013). Asimismo, la mayoría de estudios bajo condiciones naturales se han llevado a cabo en bosques (Hendrey et al., 1999; Ainsworth y Long, 2004; Reich et al., 2006) o en cultivos (Mauney y Kimball, 1994; Bunce et al., 2004), pero no existen estudios ecofisiológicos en entornos de carreteras.

Además de aumentar la concentración de CO₂, el tráfico rodado es la principal fuente de partículas de origen metálico en suelos cercanos a las carreteras, siendo la combustión de combustibles fósiles el mayor responsable de las emisiones de Cadmio. El desgaste y rotura de neumáticos contribuye de forma importante a las emisiones de Zinc, Cobre y Plomo (Zhang et al., 2012). Varios estudios han detectado altos niveles de metales en las inmediaciones de carreteras (Gratani et al., 2000; Zhao et al., 2003; Viard et al., 2004; Oliva y Spinosa, 2007; Sawidis et al., 2012; Zhang et al., 2012). La mayoría de estos

estudios encontraron acumulación de metales en el suelo, en la biomasa de plantas y en los tejidos de animales. Sin embargo, los efectos descritos sobre la morfología y fisiología de plantas son muy variables. Los niveles de toxicidad o de tolerancia varían entre especies y tipos de suelo. Por ejemplo, la concentración de metales, el pH o el carbono orgánico del suelo afectan a la movilidad de dichos metales y a la tasa de asimilación por parte de las plantas (Walker et al., 2004; Zeng et al., 2010). Por consiguiente, los efectos de tales metales sobre las plantas y las comunidades son altamente sitio y ecosistema-dependientes. Este hecho puede ser especialmente patente en ecosistemas donde los procesos ecológicos que dirigen su funcionamiento se encuentran altamente degradados, como es el caso de los taludes de carretera (Jiménez et al., 2011).

En el presente estudio se utilizó la especie *Dactylis glomerata* para dilucidar la respuesta “*in situ*” de plantas expuestas a altos niveles de CO₂ y a metales producidos por el tráfico rodado en los entornos de carreteras. Específicamente, se evaluó: 1) la hipótesis de fertilización por altas concentraciones de CO₂ sobre sus características fisiológicas y morfológicas de y 2) si esta especie tiene la capacidad de bioacumular metales presentes en los entornos de las carreteras (Pb, Zn, Cu, Sr, Sn y Cd), así como los efectos de los metales sobre el crecimiento y su eficacia biológica.

Material y métodos

La especie seleccionada para analizar las curvas A/Ci (del inglés “*Assimilation of CO₂ (A) versus the CO₂ concentration in the intercellular airspaces of the leaf (Ci)*”) y la bioacumulación de metales fue *Dactylis glomerata* L., una gramínea perenne y nativa abundante en herbazales de taludes. La zona de estudio se ubicó en la carretera M-12 que proporciona acceso al aeropuerto internacional de Barajas (40° 29’N, 03°34’W, Madrid, España). El estudio fue realizado sobre plantas que crecían a distintas distancias de la carretera y a dos intensidades de tráfico durante la primavera de dos años consecutivos (2008 y 2009).

Área de estudio

El clima regional es de tipo mediterráneo continental, con inviernos fríos y veranos secos. La temperatura y precipitación medias anuales son 12.5 °C y 500 mm respectivamente (IGN, 1991). Las condiciones climáticas locales: temperatura del aire y

del suelo, radiación PAR (del inglés “*Photosynthetic Active Radiation*”), humedad relativa y contenido de hídrico en el suelo fueron recogidas durante el periodo de estudio de mayo de 2008 a mayo de 2009 por una estación micro-climática tipo HOBO® (Onset Computer Corporation, Bourne, MA). Durante el periodo de estudio la temperatura media del aire y del suelo fueron 16.14 ± 0.47 °C y 19.92 ± 0.56 °C, respectivamente. Los valores medios para la radiación PAR, la humedad relativa y el contenido hídrico del suelo fueron 581.6 ± 26 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, 56.24 ± 1.20 % HR y 0.13 ± 0.01 v:v. El suelo de los taludes de la zona es pobre en nutrientes (Jiménez et al., 2011), caracterizado por la presencia fundamentalmente de arenas y arcasas. El paisaje circundante está formado por un mosaico de cultivos abandonados, herbazales terofíticos y algunos parches de vegetación remanente compuestos de *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss., con escasos individuos de encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp.).

Diseño experimental

Respuesta de *Dactylis glomerata* a altos niveles de CO₂

Se seleccionaron taludes de carretera tipo desmonte con dos intensidades de tráfico contrastadas. Se eligieron tres tramos de carretera de alta intensidad de tráfico (434 ± 107 coches día⁻¹) y tres de baja intensidad (239 ± 128 coches día⁻¹). Asimismo, se seleccionaron tres individuos de *Dactylis glomerata* por talud de un tamaño y estado fenológico similar, localizados a tres distancias a la carretera: cerca (6.61 ± 1.38 m), media (17.39 ± 1.03 m) y lejos (34.96 ± 3.92 m) (Figura 1).

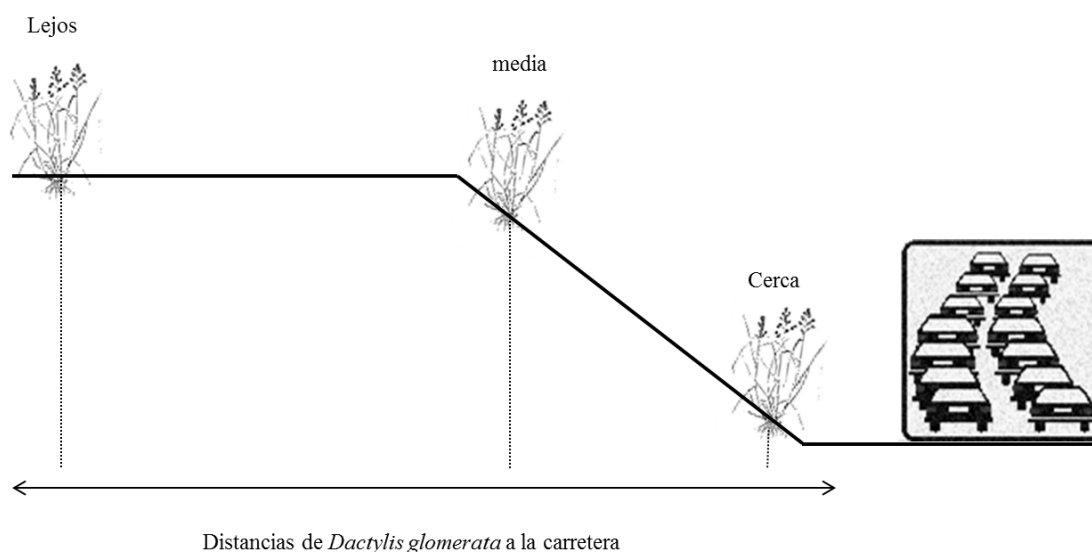


Figura 1: Esquema del muestreo para la valoración de la respuesta morfo-ecofisiológica de *Dactylis glomerata* a altos niveles de CO₂.

Las curvas respuesta A/Ci fueron medidas sobre las hojas del año completamente extendidas (N=18), usando el sistema portátil Li-Cor 6400 para la medición de la fotosíntesis entre los 15 primeros días de mayo durante 2 años consecutivos (2008-2009). Todas las medidas fueron realizadas por la mañana entre las 9:00 las 11:00, durante días soleados. La concentración de CO₂ ambiental para los taludes sometidos a una baja intensidad de tráfico fue de $478 \pm 58 \mu\text{mol mol}^{-1}$ y para los taludes de alta intensidad de tráfico fue de $506 \pm 112 \mu\text{mol mol}^{-1}$. Las condiciones de la cubeta fueron mantenidas a una densidad de flujo de fotones fotosintéticos (PPFD) (del inglés “*Photosynthetic Photon Flux Density*”) de $1200 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, una humedad relativa mayor a 60 % y una temperatura media de la hoja de $22.31 \pm 0.34 ^\circ\text{C}$. El CO₂ de referencia del analizador siguió la siguiente secuencia: 300, 200, 150, 50, 400, 500, 700, 900, 1000, 1500, 2000, 2300 $\mu\text{mol mol}^{-1}$ y todas las medidas fueron registradas tras de alcanzar el estado de equilibrio. El modelo de ecuación y los parámetros: V_{cmax} (tasa máxima de carboxilación); J_{max} (velocidad máxima de transporte de electrones para la regeneración de la RuBisCo); R_d : (intercepto) fueron calculados según la ecuación de Farquhart et al. (1980) y definida por Ethier y Livingston (2004). El ajuste de la curva a nuestros datos fue $r^2 = 0.92 \pm 0.03$, y para ello usamos el programa “A/Ci Response Curve Fitting 10.0” disponible en <http://landflux.org/Tools.php> (Figura 2).

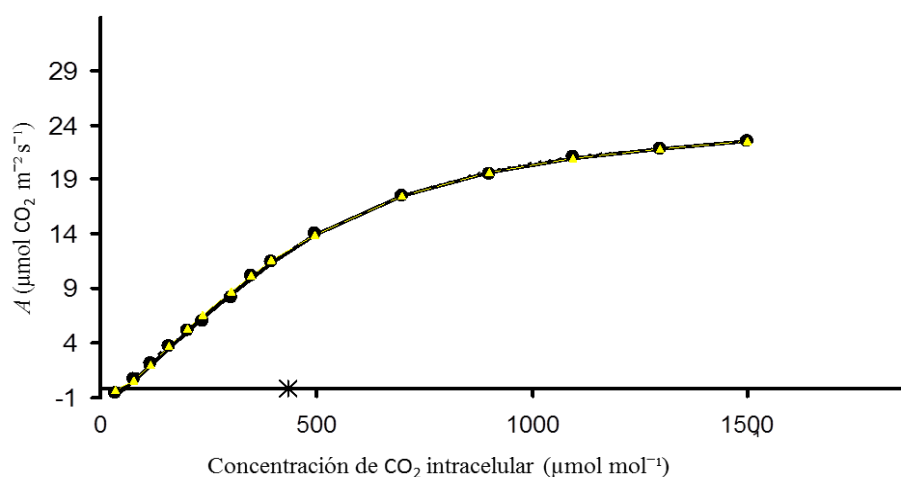


Figura 2: Representación gráfica de una curva A/Ci. Se muestran los puntos tomados en campo y el ajuste al modelo desarrollado según Farquhar et al (1980) y modificado por Ethier y Livingston (2004).

A continuación, se recalcularon los parámetros fotosintéticos con las áreas reales de la fronde introducidas en la cubeta de la cámara, las cuales fueron proyectadas y medidas con el software libre ImageJ (version 1.33., <http://rsb.info.nih.gov/ij/>). El mismo fragmento de hoja fue secado a 60 °C para el cálculo del SLA (área de la hoja / biomasa seca), y posteriormente sobre dicho fragmento se cuantificó el nitrógeno total en hoja (del inglés “*Dry weight*” (DW)) con el método “*flash dynamic combustión*” (Elemental Analyzer CE Instruments, model LECO CHNS-932). Los restos de la hoja ($1.25 \text{ cm}^2 \pm 0.45$) fueron congelados en nitrógeno líquido en campo para el análisis de pigmentos. Para este análisis, los fragmentos de las hojas fueron machacados con un mortero en acetona fría y ascorbato sódico. Tras el filtrado a través de una jeringuilla con un filtro de nylon de 0.2- μm de luz, se inyectaron 30 μL del extracto de acetona en un Spherisorb ODS2 (una columna de acero de fase inversa). Se analizaron el “*pool*” completo de pigmentos, y se consideraron: el ratio de clorofila (Chl a/b), el conjunto del ciclo de xantofilas (violaxantina, anteraxantina y zeaxantina: VAZ) y β -caroteno. El β -caroteno y el conjunto de VAZ fueron expresados sobre la clorofila total (Chl a+b) basándonos en previos estudios (Valladares et al., 2000; Rubio de Casas et al., 2007). La separación de clorofilas y carotenoides se llevó a cabo en un sistema HPLC (Waters, Milford, MA, USA). Para el pico de identificación y cuantificación fueron usados estándares comerciales (VKI, Hørsholm, Denmark). En mayo de 2009 además se cuantificó el número de estomas por planta desde impresiones de la superficie de la hoja a partir de fotografías a 100 aumentos (BA200, Motic, Fujian, China) y los siguientes carbohidratos de las hojas: sacarosa, fructosa, glucosa y almidón. Para el análisis de azúcares solubles y almidón, se recogieron tres hojas frescas y enteras tras las medidas de las curvas A/Ci, que fueron congeladas en nitrógeno líquido y se mantuvieron a -70 °C hasta que se analizaron. Los azúcares fueron valorados desde su disolución en una fase etanólica y el almidón fue extraído desde los residuos. Los azúcares solubles y el almidón se determinaron mediante el método enzimático (Baroja-Fernández et al., 2009). La sacarosa y glucosa fueron determinadas a partir de los sobrenadantes por HPLC. El almidón fue medido mediante el kit de la amiloglucosidasa (Sigma-Aldrich Chemical Co., St. Louis, MO, USA).

Finalmente, se midieron las características morfológicas para todas las plantas seleccionadas, midiendo el número de inflorescencias, la altura máxima y sus dos diámetros (máximo y mínimo). El contenido hídrico del agua del suelo fue medido con

un TDR (del inglés “*Time-Domain Reflectometer*”) y el contenido de nitrógeno de la fracción del suelo menor a 2 mm fue analizado con el método Kjendhal.

Respuesta de *Dactylis glomerata* a los metales producidos por el tráfico

Este diseño experimental contempló el análisis de 6 metales: Pb, Zn, Cu, Sr, Sn y Cd, en hojas y raíces de *Dactylis glomerata* y en el suelo asociado. Seleccionamos con dicho fin 8 taludes tipo desmonte: 4 de alta intensidad de tráfico (591 ± 169 coches día⁻¹) y 4 de baja intensidad de tráfico (189 ± 90 coches día⁻¹) a dos distancias a la vía: cerca, en la zona baja del talud (4.95 ± 0.24 m) y lejos, en la zona alta (16.90 ± 0.76 m). Las muestras de plantas fueron divididas en dos partes: raíz y parte aérea, y a su vez esta última fue dividida en 3 fracciones: hojas verdes, hojas secas e inflorescencias. Se consideraron las hojas verdes para el análisis de metales, pero todas las fracciones fueron consideradas para calcular el peso seco total. Las raíces y las partes aéreas se limpiaron de restos de suelo con agua destilada, se secaron a 70 °C, hasta peso constante, y luego se pulverizaron con un mortero para la realización de los análisis químicos. La submuestra de hojas verdes fue directamente machacada para evaluar la deposición de elementos.

Las muestras de suelo fueron recogidas con una sonda de metal de 5 cm de diámetro en cinco puntos adyacentes a las plantas. Las muestras fueron secadas al aire y cribadas con un tamiz de 2-mm de luz. Una submuestra de 50 g se recogió para analizar: la textura con el hidrómetro de Bouyoucos (PROTON, S.L); el pH por medio de electrodos selectivos de iones en agua (Metrohm Ltd., Herisau, Switzerland) y el porcentaje de carbono del suelo que fue determinado por el procedimiento Walkley-Black (Nelson y Sommers, 1982). Una submuestra de planta se utilizó para la determinación de metales, 0.5 g de tejidos fueron machacados y digeridos con una concentración de ácido nítrico (HNO₃) y ácido perclorídrico (HClO₄). Las muestras de suelo fueron digeridas con una mezcla de HNO₃-HCl-HClO₄. Los controles fueron realizados de forma rutinaria para el suelo y plantas con estándares de referencia (GBW 07406 y 07602). La concentración de metales en plantas y suelo fue determinada por espectrometría de absorción de llama atómica (ICP, Perkin-Elmer, 4300 DV) (Allen, 1989).

Utilizamos el índice de geoacumulación (I_{geo}) para valorar suelos contaminados (Li et al., 2011; Carrero et al., 2013). Este índice permite evaluar la contaminación mediante la comparación de las concentraciones actuales, con concentraciones de referencia según el tipo de suelo (dependiendo de su textura, fertilidad y pH). Se calcula utilizando la

siguiente ecuación: $I_{geo} = \log_2 (C_n / 1.5 * B_n)$, donde C_n es la concentración medida del elemento en el suelo y B_n es el valor de referencia geoquímico. Los niveles de referencia considerados para Pb, Zn, Cu, Cd y fueron de 22.02, 65.4, 13.85 y 0.8 respectivamente, de acuerdo con los modelos propuestos por Martínez et al. en 1998, realizados con correcciones para los contenidos de carbono y la textura del suelo. Para el Sr el valor considerado fue 440 (Turekian y Wedepohl, 1961). El rango del índice de geoacumulación (I_{geo}) < 1 es para suelos no contaminados y > 5 es para suelos altamente contaminados.

Finalmente, todas las plantas fueron caracterizadas morfológicamente por medio de la altura (m), el diámetro basal (mm), el número de inflorescencias y el peso seco de la parte aérea y subterránea.

Análisis de datos

Respuesta de *Dactylis glomerata* a altos niveles de CO₂

Para conocer si la respuesta morfo-fisiológica de las plantas entre años dependía de las condiciones locales de humedad y/o nutrientes del suelo se realizó un análisis de la varianza de medidas repetidas (ANOVAR) para las variables de contenido hídrico y de nitrógeno del suelo, donde el año fue considerado como factor de repetición y la intensidad de tráfico y la distancia a la carretera como factores fijos.

Se utilizó una prueba de contraste de hipótesis unidireccional (T-test de una cola) con la finalidad de aceptar, o rechazar, la hipótesis de fertilización por alto CO₂. Este test se usó para las variables morfológicas y fisiológicas. Como hipótesis de partida se propuso una respuesta positiva a alto CO₂ para las variables, como indicaba la literatura científica (Drake et al., 1997; Wullchelenger et al., 1992; Lee et al., 2001; Poorter y Navas, 2003; Long et al., 2004; Ainsworth et al., 2005; Wang et al., 2007; Zhao et al., 2010). Para aquellas variables sin una respuesta clara al CO₂ (de acuerdo con los artículos citados) usamos un contraste de hipótesis bidireccional (T-test de dos colas).

Respuesta de *Dactylis glomerata* a los metales producidos por el tráfico

Las diferencias estadísticas entre años para las propiedades del suelo: % C, pH, conductividad y textura fueron analizadas con una ANOVAR, donde el factor de repetición fue el año y la intensidad de tráfico y la distancia a la carretera se consideraron

factores fijos. Se realizó el mismo análisis estadístico para las características morfológicas (altura, diámetro basal, número de inflorescencias y peso seco). Asimismo, las diferencias en el contenido de metales (Pb, Zn, Cu, Sr, Sn y Cd) entre las hojas lavadas y no lavadas, la raíz y el suelo para los dos años fue analizado mediante una ANOVAR, donde el año se consideró como el factor de repetición, y la intensidad del tráfico, la distancia a la carretera y el tipo de material analizado (hojas lavadas y no lavadas, raíces y suelo) como factores fijos.

Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el programa STATISTICA 7.1 (StatSoft, Inc., Tulsa, OK, USA).

Resultados

Respuesta de *Dactylis glomerata* a altos niveles de CO₂

Los valores medios y los errores estándar de todas las variables morfológicas y fisiológicas se presentan en Tabla 1. Los resultados de la ANOVAR mostraron que la respuesta morfológica y fotosintética de *Dactylis glomerata* a la intensidad de tráfico y a la distancia a la carretera no varió entre años ($p > 0.05$, para ambos casos; Tabla 2). No obstante, los valores para el contenido hídrico del suelo fueron mayores en 2008 (30.22 ± 1.85 % v:v en 2008 vs. 13.60 ± 2.32 % v:v en 2009), la misma tendencia fue detectada para el contenido total de clorofilas (8.01 ± 0.78 $\mu\text{mol g}^{-1}$ para 2008 vs. 5.02 ± 0.45 $\mu\text{mol g}^{-1}$ para 2009).

La hipótesis de fertilización por CO₂ fue rechazada por el T-test de una cola, ya que no fue observada una respuesta positiva para los parámetros morfológicos y fotosintéticos de las plantas sometidas a una alta intensidad de tráfico ($p > 0.05$, Tabla 1). Por otro lado, las curvas A/Ci mostraron los valores más altos para V_{cmax} , J_{max} , y R_d a baja intensidad de tráfico durante el año 2008 ($V_{\text{cmax}} = 63.79$ $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$, $J_{\text{max}} = 106.10$ $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$, $R_d = 5.14 \pm 1.42$ $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$, Tabla 1), además fue detectada una respuesta negativa y significativa (regulación a la baja) para J_{max} (T-test de una cola = 2.02; $p = 0.03$) y R_d (T-test de una cola = 1.84; $p = 0.04$).

No se detectaron efectos significativos asociados a la intensidad de tráfico para el contenido de nitrógeno, ni tampoco para el contenido de pigmentos. Sin embargo se detectaron diferencias significativas para las distancias a la carretera ($p \leq 0.05$, Tabla 2).

Específicamente, los valores menores de nitrógeno en hoja (% DW) fueron detectados cerca de la carretera (Cerca: 2.39 ± 0.15 ; Media: 2.36 ± 0.13 ; Lejos: 2.88 ± 0.14 ; datos pertenecientes a los dos años: $p_{\text{año} \times \text{distancia a la carretera}} > 0.05$, Tabla 2), mientras que los valores más altos para Carotenos/Chl (mmol mol^{-1}) se encontraron cerca de la vía (Cerca: 308.53 ± 9.54 ; Media: 276.79 ± 8.53 ; Lejos: 265.28 ± 9.54 ; datos pertenecientes a los dos años: $p_{\text{año} \times \text{distancia a la carretera}} > 0.05$, Tabla 2). La densidad estomática fue significativamente mayor a alta intensidad de tráfico (T-test de dos colas, Tabla 1). Por último, el análisis de carbohidratos muestra que las plantas que crecieron bajo una alta densidad de tráfico presentaron el contenido de almidón más alto (0.71 ± 0.26 vs 0.42 ± 0.06 % g g^{-1} DW), la misma tendencia fue detectada para la distancia a la carretera (Cerca: 0.60 ± 0.27 ; Media: 0.57 ± 0.19 ; Lejos: 0.53 ± 0.30).

Tabla 1. Características morfológicas y fisiológicas (valores medios \pm ES) y resultados del T-test de una cola* y dos colas (ns: $p > 0.05$). Los datos agrupados por la intensidad de tráfico. *La hipótesis testada fue la existencia de respuesta positiva para los parámetros morfológicos y fisiológicos según predice la teoría de la fertilización.

	2008				2009			
	Alta intensidad de tráfico	Baja intensidad de tráfico	T-test una cola	T-test de dos colas	Alta intensidad de tráfico	Baja intensidad de tráfico	T-test una cola	T-test de dos colas
Características morfológicas								
Número de inflorescencia	22.00 \pm 6.81	36.38 \pm 5.39	ns		24.75 \pm 4.70	38.00 \pm 4.80	ns	
Altura máxima (cm)	59.25 \pm 7.39	64.75 \pm 4.99	ns		65.06 \pm 5.71	71.42 \pm 4.22	ns	
Díametro máxima (mm)	35.30 \pm 5.21	29.00 \pm 4.55	ns		30.50 \pm 2.12	33.80 \pm 3.94	ns	
SLA (cm ² g ⁻¹)	156.74 \pm 25.66	148.44 \pm 15.66	ns		176.79 \pm 16.10	178.52 \pm 0.47	ns	
Número total de estomas					352.12 \pm 36.65	258.50 \pm 23.30		<0.05
Parámetros fotosintéticos								
V _{max} (μmolCO ₂ m ⁻² s ⁻¹)	41.24 \pm 9.88	63.79 \pm 16.98	ns		60.75 \pm 10.32	46.76 \pm 10.30	ns	
J _{max} (μmol e ⁻ m ⁻² s ⁻¹)	71.37 \pm 14.32	106.10 \pm 9.42	ns		85.37 \pm 13.14	88.19 \pm 9.07	ns	
Rd (μmolCO ₂ m ⁻² s ⁻¹)	2.22 \pm 0.69	5.14 \pm 1.42	ns		3.84 \pm 1.33	2.65 \pm 0.76	ns	
Contenido de pigmentos y nitrógeno								
Nitrógeno de las hojas (%DW)	2.95 \pm 0.20	2.49 \pm 0.08		ns	2.26 \pm 0.24	2.34 \pm 0.24		ns
Nitrógeno de las hojas (mg cm ⁻²)	0.40 \pm 0.22	0.18 \pm 0.02		ns	0.13 \pm 0.02	0.14 \pm 0.03		ns
Clorofila total Chl (a+ b)	8.52 \pm 1.26	7.51 \pm 0.92		ns	4.93 \pm 0.74	4.77 \pm 0.58		ns
Ratio Chl a/ Chl b	4.71 \pm 0.11	4.58 \pm 0.07		ns	4.50 \pm 0.06	4.49 \pm 0.10		ns
VAZ/ Chl (mmol mol ⁻¹)	70.67 \pm 4.34	72.12 \pm 3.89		ns	77.83 \pm 7.47	83.88 \pm 6.76		ns
Carotenos totales / Chl (mmol mol ⁻¹)	258.30 \pm 6.24	263.85 \pm 7.01		ns	311.36 \pm 15.05	303.40 \pm 11.19		ns
Carbohidratos								
Almidón (% g g ⁻¹ DW)					0.71 \pm 0.26	0.42 \pm 0.06	ns	
Glucosa (% g g ⁻¹ DW)					0.23 \pm 0.06	0.34 \pm 0.09	ns	
Fructosa (% g g ⁻¹ DW)					0.29 \pm 0.07	0.43 \pm 0.11	ns	
Sacarosa (% g g ⁻¹ DW)					2.47 \pm 0.24	2.07 \pm 0.32	ns	
Azúcares solubles totales (% g g ⁻¹ DW)					2.99 \pm 0.28	2.84 \pm 0.48	ns	
Variables ambientales								
Contenido hídrico volumétrico (% TDR)	24.34 \pm 3.00	36.11 \pm 2.19		ns	16.47 \pm 4.49	10.24 \pm 1.17		ns
Nitrógeno del suelo (%)					0.064 \pm 0.026	0.062 \pm 0.012		ns

Tabla 2. Resultados ANOVAR (2008-2009) para las características morfológicas y fisiológicas de *Dactylis glomerata* y para las variables ambientales (disponibilidad hídrica y nitrógeno del suelo). Los valores medios (\pm ES) se muestran en la Tabla 1.

	Intensidad de tráfico		Distancia a la carretera		Intensidad de tráfico x Distancia a la carretera		Año		Año x Intensidad de tráfico		Año x Distancia a la carretera	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Características morfológicas												
Número de inflorescencia	7.529	<0.05	2.801	0.108	1.322	0.309	4.190	0.068	0.029	0.869	4.106	0.051
Altura máxima (cm)	0.717	0.417	3.934	0.055	2.223	0.159	1.353	0.272	0.003	0.959	0.081	0.922
Diámetro máximo (mm)	0.919	0.360	3.370	0.076	1.455	0.279	0.026	0.875	2.434	0.150	0.942	0.422
SLA (cm ² g ⁻¹)	0.024	0.881	2.292	0.152	0.749	0.498	1.569	0.239	0.037	0.850	0.741	0.501
Número total de estomas	3.818	0.076	0.199	0.822	0.099	0.906						
Parámetros fotosintéticos												
Vemax (μmolCO ₂ m ⁻² s ⁻¹)	0.035	0.857	0.067	0.935	4.759	0.05	1.454	0.262	0.325	0.584	1.889	0.212
Jmax (μmol e ⁻ m ⁻² s ⁻¹)	1.278	0.285	0.495	0.478	1.551	0.259	0.172	0.687	0.808	0.473	2.852	0.139
Rd (μmolCO ₂ m ⁻² s ⁻¹)	0.038	0.851	0.243	0.790	0.532	0.610	0.066	0.805	1.128	0.323	0.079	0.925
Contenido de pigmentos y nitrógeno												
Nitrógeno de las hojas (% DW)	1.315	0.278	3.846	<0.05	0.565	0.585	2.307	0.159	1.652	0.227	0.08	0.921
Nitrógeno de las hojas (mg cm ⁻²)	0.591	0.460	0.663	0.537	0.289	0.755	1.827	0.206	0.672	0.431	0.494	0.624
Clorofila total Chl (a+ b)	0.201	0.663	0.321	0.732	0.168	0.847	13.539	<0.005	0.446	0.519	1.525	0.264
Ratio Chl a/ Chl b	0.026	0.874	1.384	0.294	0.325	0.730	2.188	0.169	0.992	0.342	1.169	0.349
VAZ/ Chl (mmol mol ⁻¹)	2.151	0.180	1.907	0.210	1.046	0.394	0.981	0.350	0.124	0.732	0.287	0.757
Carotenos totales / Chl (mmol mol ⁻¹)	0.030	0.865	5.571	<0.05	0.003	0.997	36.132	<0.001	1.050	0.329	2.213	0.160
Carbohidratos												
Almidón (% g ⁻¹ DW)	0.711	0.419	0.002	0.998	0.869	0.449						
Glicosa (% g ⁻¹ DW)	1.237	0.289	2.340	0.142	2.187	0.158						
Fructosa (% g ⁻¹ DW)	1.890	0.197	2.042	0.176	3.512	0.066						
Sacarosa (% g ⁻¹ DW)	1.368	0.266	3.324	0.074	0.497	0.621						
Azúcares solubles totales (% g ⁻¹ DW)	0.113	0.743	3.646	0.061	1.614	0.243						
Variables ambientales												
Contenido hídrico volumétrico (% , TDR)	0.711	0.419	1.449	0.280	0.658	0.539	30.785	<0.001	8.023	<0.05	0.454	0.648
Nitrógeno del suelo (%)	1.396	0.265	0.025	0.975	0.768	0.489						

Respuesta de *Dactylis glomerata* a los metales producidos por el tráfico

Los resultados mostraron que *Dactylis glomerata* puede bioacumular plomo, cobre, zinc y estroncio. El patrón de bioacumulación no estuvo asociado a posibles cambios de las características edáficas tales como carbono, el pH o la conductividad en este estudio (ANOVAR, Tabla 3), ni tampoco se vio afectado por la intensidad de tráfico o la distancia a la vía ($p > 0.05$ para ambos casos, Tabla 4). El patrón de bioacumulación fue consistente para los dos años de estudio, aunque fueron encontradas interacciones significativas entre el año y el tipo de material analizado para el plomo y el cobre ($p < 0.05$, Tabla 4), detectando diferencias más marcadas entre los valores medios para el año 2008, posiblemente asociadas a un mayor contenido hídrico del suelo (Tabla 5). Se encontraron valores mayores y significativos para el zinc, el cobre y el plomo en raíces comparados con el resto de los tejidos de la planta (Tablas 4 y 5). El contenido de cobre en las raíces fue mayor al de los valores detectados en el suelo para los dos años, y los mismos resultados fueron obtenidos para el zinc en 2008 (Tablas 4 y 5). El contenido de zinc y estroncio fue mayor en las hojas no lavadas que en las lavadas, indicando una posible deposición. Sin embargo, estos resultados fueron opuestos para el contenido de plomo y cobre, ya que el contenido de estos metales fue mayor en las hojas lavadas (Tabla 5).

Los resultados con relación a las variables morfológicas mostraron que el número de inflorescencias de *Dactylis glomerata* fue significativamente menor en las plantas que crecieron cerca de la carretera o que estuvieron sometidas a una alta intensidad de tráfico (resultados de la ANOVAR: $p_{\text{Año} \times \text{Distancia a la carretera}} > 0.05$ y $p_{\text{Año} \times \text{Intensidad de tráfico}} > 0.05$) (Tabla 6).

Por último, el índice de geoacumulación Igeo calculado para todos los metales fue menor a 1, indicando que los suelos no estaban contaminados.

Tabla 3. Resultados de ANOVAR (factor de repetición: año, factores fijos: intensidad de tráfico y distancia a la carretera) para las propiedades edáficas (C (%), pH, conductividad eléctrica y textura) (* $p < 0.05$; ns: $p > 0.05$).

	C (%)	pH	Conductividad	Arenas (%)	Limos (%)	Arcillas (%)
Distancia a la carretera	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Intensidad de tráfico	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Distancia a la carretera x Intensidad de tráfico	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Año	ns	ns	ns	*	*	ns
Año x Distancia a la carretera	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Año x Intensidad de tráfico	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Tabla 4. Resultados ANOVAR (año como factor de repetición e intensidad de tráfico, distancia a la carretera y material analizado (hojas lavadas y sin lavar, raíces y rizosfera) como factores fijos) para la concentración de metales (** $p < 0.01$; * $p < 0.05$; ns: $p > 0.05$).

	Plomo	Zinc	Cobre	Estroncio
Distancia a la carretera	ns	ns	ns	ns
Intensidad de tráfico	ns	ns	ns	ns
Material analizado	**	**	**	ns
Distancia a la carretera x Intensidad de tráfico	ns	ns	ns	ns
Distancia a la carretera x Material analizado	ns	ns	ns	ns
Intensidad de tráfico x Material analizado	ns	ns	ns	ns
Año	**	ns	**	**
Año x Distancia a la carretera	ns	ns	ns	ns
Año x Intensidad de tráfico	ns	ns	ns	ns
Año x Material analizado	*	ns	**	ns

Nota: los valores de Estaño y Cadmio detectados estuvieron por debajo del umbral de detectabilidad.

Tabla 5. Media de la concentración de metales (\pm ES) para distintos tejidos de *Dactylis glomerata* y su rizosfera para los 2 años de estudio.

		Plomo (mg kg ⁻¹)	Zinc (mg kg ⁻¹)	Cobre (mg kg ⁻¹)	Estroncio (mg kg ⁻¹)	Estaño (mg kg ⁻¹)	Cadmio (mg kg ⁻¹)
2008	Distancia a la carretera	Lejos	20 \pm 5.8	13.9 \pm 1.6	8.04 \pm 0.76	<0.5	<0.5
		Cerca	32 \pm 5.8	13.5 \pm 1.6	10.27 \pm 0.76	<0.5	<0.5
	Intensidad de tráfico	Alta	30.1 \pm 5.8	15.3 \pm 1.6	7.97 \pm 0.64	<0.5	<0.5
		Baja	21.9 \pm 5.8	12.1 \pm 1.6	10.31 \pm 1.30	<0.5	<0.5
	Material analizado	Raíz	44.7 \pm 8.3	33.8 \pm 2.2	7.30 \pm 1.11	<0.5	<0.5
		Hojas lavadas	13.6 \pm 8.3	6.8 \pm 2.2	8.97 \pm 1.11	<0.5	<0.5
		Hojas no lavadas	15.1 \pm 8.3	6.4 \pm 2.2	10.99 \pm 1.11	<0.5	<0.5
		Rizosfera	30.6 \pm 8.3	7.9 \pm 2.2	9.30 \pm 0.98	<0.5	<0.5
	Distancia a la carretera	Lejos	19.9 \pm 1.9	6.6 \pm 0.7	12.15 \pm 1.13	<0.5	<0.5
		Cerca	18 \pm 2.4	6.6 \pm 0.9	12.83 \pm 1.13	<0.5	<0.5
	Intensidad de tráfico	Alta	22.1 \pm 2.4	6.6 \pm 0.6	11.54 \pm 0.95	<0.5	<0.5
		Baja	15.5 \pm 1.5	6.6 \pm 1.0	13.44 \pm 1.30	<0.5	<0.5
2009	Material analizado	Raíz	20 \pm 1.6	11.2 \pm 1.2	11.00 \pm 1.65	<0.5	<0.5
		Hojas lavadas	15.2 \pm 3.0	4.7 \pm 1.1	11.48 \pm 1.65	<0.5	<0.5
		Hojas no lavadas	15.0 \pm 3.8	3.8 \pm 0.5	14.50 \pm 1.65	<0.5	<0.5
		Rizosfera	26.5 \pm 2.2	6.7 \pm 0.4	13.02 \pm 1.45	<0.5	<0.5

Tabla 6. Características morfológicas de *Dactylis glomerata*. Valores medios \pm ES.

Diferencias significativas marcadas con asteriscos (** $p < 0.01$; * $p < 0.05$).

		Distancia a la carretera		Intensidad de tráfico	
		Cerca	Lejos	Alta	Baja
2008	Longitud máxima (cm)	84.50 \pm 9.64*	55.14 \pm 4.81	80.14 \pm 12.45	62.63 \pm 2.19
	Diámetro máximo (cm)	6.50 \pm 0.45	7.31 \pm 0.47	6.75 \pm 0.58	7.06 \pm 0.33
	Número de inflorescencias	5.00 \pm 1.80**	14.50 \pm 1.09	8.25 \pm 1.67*	11.25 \pm 1.01
	Raíz (Peso seco, g)	3.00 \pm 0.39	3.37 \pm 0.34	2.87 \pm 0.42	3.50 \pm 0.28
	Parte aérea (Peso seco, g)	14.48 \pm 2.14	18.53 \pm 1.91	14.53 \pm 1.96	18.48 \pm 2.10
2009	Longitud máxima (cm)	70.31 \pm 4.29*	62.69 \pm 2.39	69.44 \pm 4.14	63.56 \pm 2.73
	Diámetro máximo (cm)	7.31 \pm 0.65	7.94 \pm 0.40	8.13 \pm 0.56	7.13 \pm 0.50
	Número de inflorescencias	9.13 \pm 2.13*	18.25 \pm 2.46	8.50 \pm 1.30*	18.88 \pm 2.89
	Raíz (Peso seco, g)	3.36 \pm 0.51	3.88 \pm 0.32	4.10 \pm 0.51	3.13 \pm 0.29
	Parte aérea (Peso seco, g)	5.24 \pm 0.39	13.58 \pm 2.28	7.34 \pm 0.78	11.47 \pm 2.43

Discusión

Los individuos de *Dactylis glomerata* que crecieron en los taludes de carretera sometidos a una alta intensidad de tráfico no muestran una respuesta positiva en relación a sus características morfológicas y/o fisiológicas. Estos resultados fueron consistentes en los dos años estudiados, independientemente de las diferencias asociadas a la disponibilidad de agua. Sin embargo, en el año más húmedo (2008), se detectaron valores más altos en el contenido de clorofila en las hojas, pero no se tradujo en un incremento del crecimiento ni en un estímulo de la actividad fotosintética. Esta escasa respuesta morfológica a un aumento de la disponibilidad hídrica ha sido interpretada como una estrategia conservativa de los recursos en plantas que crecen en condiciones estresantes (Valladares et al., 2000; Terradas, 2001; Valladares et al., 2005). Por ejemplo, se sabe que el mantenimiento de hojas de pequeño tamaño, tasas de crecimiento lento y plantas más pequeñas pueden mitigar las pérdidas por evaporación y por lo tanto, retrasar los efectos del inicio de la estación seca o al menos, amortiguar sus efectos en condiciones de sequía. Este tipo de estrategias de evasión y/o tolerancia al déficit hídrico en el suelo son comunes en gramíneas de climas templados en condiciones semiáridas (Volaire y Thomas, 1995; Kalopos et al., 1996; Guenni et al., 2002, 2004). Además, algunas de esas estrategias, como la disminución del crecimiento, han sido descritas para *Dactylis glomerata* por Volaire y Lelievre (2001) en un experimento bajo condiciones controladas.

En nuestro caso de estudio, la escasa respuesta morfo-fisiológica de las plantas a alto CO_2 , también podría explicarse como una estrategia conservativa de los recursos. La baja disponibilidad de agua y de nitrógeno en el suelo, probablemente anulen el posible efecto fertilizador del CO_2 en el entorno de la carretera. Los taludes en ambientes mediterráneos presentan niveles extremadamente bajos de nutrientes, donde el nitrógeno y la materia orgánica son hasta 10 veces menores que en los pastizales xerofíticos de clima mediterráneo (Acosta et al., 2008). La disponibilidad de agua y de nitrógeno, además, son factores que interaccionan restringiendo la producción primaria en ecosistemas áridos y semiáridos (Sadras et al., 2005). Reich y Hobbie (2012) en un experimento de larga duración en pastizales perennes (BioCON), encontraron que elevadas concentraciones de CO_2 estimularon el crecimiento de las plantas que crecían en ambientes sin limitaciones de nitrógeno. Los autores concluyen que la disponibilidad de nitrógeno en suelo podría limitar la capacidad de los ecosistemas para secuestrar grandes cantidades de carbono en el futuro, por lo que las predicciones sobre la fertilización por CO_2 estarían sobreestimadas al no considerar la restricción del nitrógeno.

La respuesta fotosintética de las plantas sometidas a alta intensidad de tráfico también fue muy escasa. Resultados similares para V_{Cmax} y J_{max} fueron encontrados por Hymus et al. (2001) para *Dactylis glomerata*, en un experimento llevado a cabo en condiciones controladas bajo dos niveles de nitrógeno y dos niveles de CO_2 . Los autores observaron que el crecimiento de las plantas en niveles elevados de CO_2 no afectó a V_{Cmax} y a J_{max} en el tratamiento con mayor nivel de nitrógeno, sin embargo, en el tratamiento con menos nitrógeno, el V_{Cmax} se redujo significativamente a elevadas concentraciones de CO_2 y J_{max} también disminuyó, aunque dicha disminución no fue significativa. En nuestro estudio se encontraron resultados análogos, donde los valores más altos de V_{Cmax} y J_{max} se midieron a menor intensidad de tráfico ($V_{\text{Cmax}} = 63,79 \mu \text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$, $J_{\text{Max}} = 106,10 \mu \text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Tales resultados (reducción de V_{Cmax} , J_{max} a niveles elevados de CO_2), se han interpretado como una regulación fotosintética a la baja (Tissue et al., 1993, 2001), indicando que las plantas expuestas a largo plazo a CO_2 presentan mecanismos de regulación mediante la reducción de su actividad fotosintética. Por otro lado, la intensidad de tráfico influyó en el contenido foliar de almidón. El almidón en hojas de plantas crecidas en condiciones de alta intensidad de tráfico fue casi dos veces mayor que en situaciones de baja intensidad de tráfico ($0,71 \pm 0,26$ vs $0,42 \pm 0,06$). Se sabe que un alto contenido de almidón en las hojas se relaciona con una disminución de la tasa de asimilación de CO_2 (Ewart, 1896.; Nafziger

y Koller, 1976; Mauney et al., 1979; Sasek et al., 1985). De hecho, la acumulación de almidón ha sido descrita en plantas que crecen a elevados niveles de CO₂ (Sun et al., 1999) y se ha interpretado como una señal que puede desencadenar una regulación fotosintética a la baja, dificultando la difusión del CO₂ o provocando la ruptura de cloroplastos (Neales y Icoll, 1968; Paul y Foyer, 2001). Por otro lado, encontramos significativamente más estomas en las hojas de plantas que crecieron en los tramos de alta intensidad de tráfico, en contraposición a lo esperado en situaciones de alto CO₂. Este resultado está en consonancia con algunos estudios llevados a cabo en condiciones de campo. Por ejemplo, Bettarini et al. (1998) en un estudio de enriquecimiento de CO₂ a largo plazo encontró que la densidad de los estomas (SD) sólo disminuyó significativamente en 3 de las 17 especies examinadas. Reid et al. (2003) encontraron que a niveles elevados de CO₂, 7 de las 9 especies estudiadas presentaron una mayor SD. Estos autores llegaron a la conclusión de que en condiciones de campo, la SD no muestra evidencias de disminución al aumento de CO₂, también sugieren que son requeridos estudios a escalas de tiempo evolutivas para detectar cambios de SD bajo condiciones de alto CO₂.

El análisis de los contaminantes de metales en el suelo de los desmontes y en las plantas revela un patrón de bioacumulación con posibles consecuencias sobre la capacidad reproductiva de *Dactylis glomerata*. En el suelo, se detectaron niveles muy bajos de metales, entrando en la categoría de suelo no contaminado según el índice de geoacumulación (Igeo <1). En un estudio reciente, Carrero et al. (2013) encontraron que los años de funcionamiento de la carretera es el principal factor que afecta al patrón de acumulación de metal en la capa superficial del suelo de los espacios próximos a la carretera. Los taludes seleccionados para llevar a cabo el presente estudio, fueron contruidos entre enero de 2002 y junio de 2005 y por lo tanto, tres años de antigüedad parece no ser tiempo suficiente como para detectar una alta concentración de contaminantes relacionados con el tráfico. Sin embargo, nuestros resultados mostraron un patrón de bioacumulación de metales en *Dactylis glomerata*. En las raíces y hojas se detectó sobretodo Pb, Cu y Zn. La bioacumulación de Cu y Zn fue significativamente mayor en los tejidos de la raíz durante el año más lluvioso (2008), lo cual puede ser debido a que parámetros del suelo como la salinidad, la humedad o la textura podrían influir en la absorción de metales (Conesa et al., 2011). También se detectó que las concentraciones más altas de Zn y Sr en hojas sin lavar, lo que sugiere que ambos metales se acumulan

principalmente en las hojas por deposición. Opuestamente, se encontraron concentraciones más altas en las hojas lavadas para Pb y Cu, lo cual sugiere que ambos metales se movilaron desde el suelo hasta las raíces y se acumularon de manera significativa en los tejidos de las hojas. No obstante, no se conocen con detalle los complejos mecanismos de transporte de metales que están implicados en las tasas de captación y almacenamiento de metales (Clemens et al., 2002). Cabe subrayar que nuestros resultados verificaron por primera vez, que los metales procedentes del tráfico rodado se depositaron en los taludes y se incorporaron a los tejidos de los individuos pertenecientes a la especie *Dactylis glomerata*. La capacidad de bioacumular metales le confiere a esta especie un potencial como bioindicadora de metales (Diatta et al., 2003) o en labores de biorremediación. Otros autores encontraron patrones similares de bioacumulación de metales en las gramíneas perennes como *Lolium rigidum* (Jankaitė y Vasarevičius, 2007), *Cynodon dactylon* (Madejón et al., 2002) y *Dactylis glomerata* (Ortiz y Alcañiz, 2006), pero la mayoría de los estudios se realizaron en condiciones controladas o agregando sustratos contaminados con altas concentraciones de metales.

Por último, encontramos que *Dactylis glomerata* produjo significativamente menos inflorescencias cerca de la carretera y en los taludes de alta intensidad de tráfico tanto para el año húmedo como para el seco. Otros autores han detectado efectos negativos sobre la floración en condiciones de altas concentraciones de metales. Korboulewsky et al. (2002) encontraron una reducción en el número de inflorescencias en *Diplotaxis erucoides* a altas concentraciones de Cu y Ni. *Silene vulgaris* presentó efectos negativos en la antesis y la maduración de las semillas en las plantas que crecen en la presencia de metales (Ernst y Nelissen, 2000). *Hieracium piloselloides* retrasó la floración, incluso a muy bajas concentraciones de metales (Ryser y Sauder, 2006). Por lo tanto, nuestros resultados sugieren que las emisiones de partículas contaminantes, tales como los metales asociados a la contaminación del tráfico, podrían afectar negativamente a la capacidad de reproducción de *Dactylis glomerata*. No obstante, son necesarios más estudios que tengan en cuenta distintos niveles de contaminación en un gradiente de nutrientes y disponibilidad de agua para seguir clarificando las respuestas morfológicas, ecofisiológicas y reproductivas de las especies y de las comunidades de plantas.

Conclusiones

Los contaminantes producidos por el tráfico rodado actúan como componentes del filtro de capacidad de carga (primordialmente abiótico), reduciendo la eficacia biológica de la especie *Dactylis glomerata* en taludes de carretera y alterando la actividad fotosintética.

Nuestros resultados no apoyan la hipótesis de fertilización por altos niveles de CO₂, ya que no detectamos respuestas positivas para los parámetros morfológicos y/o fisiológicos de *Dactylis glomerata* medidos “*in situ*”, en ambientes de escasez de nitrógeno y con una baja disponibilidad hídrica. Por el contrario, dos líneas de evidencias apoyan que los individuos de *Dactylis glomerata* sometidos a altas intensidades de tráfico desarrollan mecanismos de regulación a la baja de la fotosíntesis: 1) V_{cmax} y J_{max} fueron menores en condiciones de alta intensidad de tráfico y 2) el contenido de almidón fue el doble en las plantas que crecieron en zonas de mayor intensidad de tráfico. Estos resultados fueron consistentes durante los años de estudio y no se vieron afectados por otros factores medidos como el año o el contenido de nitrógeno el suelo. No obstante, el contenido de nitrógeno y clorofilas en hojas fueron mayores el año más húmedo, sugiriendo un mejor estado fisiológico de las plantas que no se tradujo en un mayor crecimiento o un estímulo de la actividad fotosintética, reflejando una estrategia conservativa en la utilización de los recursos por parte de *Dactylis glomerata*.

A pesar de la baja concentración metales en el suelo, las plantas de *Dactylis glomerata* son capaces de bioacumular metales como el Pb, Cu, Zn y Sr en sus tejidos. Asimismo, una mayor proximidad a la vía junto a una alta intensidad de tráfico puede inducir a una menor producción de inflorescencias en las plantas de *Dactylis glomerata*. Los contaminantes producidos por la carretera provocan una reducción en la eficacia biológica, con posibles consecuencias para la diversidad a nivel de comunidad y de ecosistema.

Bibliografía

- Acosta, B., Sánchez-Jardón, L., del Pozo, A., García-Ibáñez, E., Casado, M.A., Montalvo, J., Pineda, F.D., 2008. Grassland species composition and morpho-functional traits along an altitudinal gradient in a Mediterranean environment: Relationship with soil water availability and evaporative dynamic. *Acta Oecologica* 34, 26-37.
- Ainsworth, E.A, Long, S.P., 2005. What have we learned from 15 years of free-air CO₂ enrichment (FACE)? A meta-analytic review of the responses of photosynthesis, canopy properties and plant production to rising CO₂. *The New phytologist* 165, 351-71.
- Allen, S.E., ed., 1989. Chemical analysis of ecological materials. 2nd edn. Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- Amato, F., Pandolfi, M., Moreno, T., Furger, M., Pey, J., Alastuey, N., Bukowiecki, A., Prevot, S.H., Baltensperger, U., Querol, X., 2011. Sources and variability of inhalable road dust particles in three European cities. *Atmospheric Environment* 45, 6777-6787.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 1994. Toxicological Profile for Zinc. Document 205-88-0608. US. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA, USA.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 1999. Toxicological Profile for Cadmium and Lead. Document 205-93-0606. US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA, USA.
- Barceló, J., Poschenrieder, C., 1990. Plant water relations as affected by heavy metal stress: A review. *Journal of Plant Nutrition* 13, 1-37.
- Baroja-Fernández, E., Muñoz, F.J., Montero, M., Etxeberria, E., Sesma, M.T., Ovecka, M., Bahaji, A., Ezquer, I., Li, J., Prat, S., Pozueta-Romero, J., 2009. Enhancing sucrose synthase activity in transgenic potato (*Solanum tuberosum* L.) tubers results in increased levels of starch, ADPglucose and UDPglucose and total yield. *Plant & Cell Physiology*
- Bergbäck, B., Johansson, K., Mohlander, U., 2001. Urban metal flows-A case study of Stockholm. Review and conclusions. *Water, Air and Soil Pollution* 1, 3-24.
- Bettarini, I., Vaccari, F., Miglietta, F., 1998. Elevated CO₂ concentrations and stomatal density: observations from 17 plant species growing in a CO₂ spring in central Italy. *Global Change Biology* 4, 17-22.
- Blanco-García, I., Rodas, M., Sánchez, C.J., Alonso-Azcárate, J., 2007. Gravel washing wastes from Jarama river deposits (Spain): an undervalued natural raw material. *Environmental Geology* 52, 1097-1115.
- Bochet, E., García-Fayos, P., 2004 Factors Controlling Vegetation Establishment and Water Erosion on Motorway Slopes in Valencia, Spain. *Restoration Ecology* 12, 166-174.

- Bunce, J.A., 2004. Carbon dioxide effects on stomatal responses to the environment and water use by crops under field conditions. *Oecologia* 140, 1-10.
- Carrero, J.A., Arrizabalaga, I., Bustamante, J., Goienaga, N., Arana, G., Madariaga, J.M., 2013. Diagnosing the traffic impact on roadside soils through a multianalytical data analysis of the concentration profiles of traffic-related elements. *The Science of the Total Environment* 458-460, 427-34.
- Caussy, D., Gochfeld, M., Gurzau, E., Neagu, C., Ruedel, H., 2003. Lessons from case studies of metals: investigating exposure, bioavailability, and risk. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 56, 45-51.
- Clemens, S., Palmgren, M.G., Krämer, U., 2002. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends in Plant Science* 73, 9-15.
- Colville, R., Hutchinson, E., Mindell, J., Warren, R., 2001. The transport sector as a source of air pollution. *Atmospheric Environment* 35, 1537-1565.
- Conesa, H.M., María-Cervantes, A., Alvarez-Rogel, J., González-Alcaraz, M.N., 2011. Influence of soil properties on trace element availability and plant accumulation in a Mediterranean salt marsh polluted by mining wastes: implications for phytomanagement. *The Science of the Total Environment* 409, 4470-9.
- de Silva, N.D.G., Cholewa, E., Ryser, P., 2012. Effects of combined drought and heavy metal stresses on xylem structure and hydraulic conductivity in red maple (*Acer rubrum* L.). *Journal of Experimental Botany* 63, 5957-5966.
- Diatla, J.B., Grzebisz, W., Apolinarska, K., 2003. A study of soil pollution by heavy metals in the city of Poznań (Poland) using dandelion (*Taraxacum officinale*) as a bioindicator. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities*, 6(2), 01.
- Drake, B.G., Gonzalez-Meler, M.A., Long, S.P., 1997. More efficient plants: A Consequence of Rising Atmospheric CO₂? *Annual review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 48, 609-639.
- Durant, J.L., Ash, C.A., Wood, E.C., Herndon, S.C., Jayne J.T., Knighton, W.B., Canagaratna, M.R., Trull, J.B., Brugge, W., Zamore D., Kolb, C.E. 2010. Short-term variation in near-highway air pollutant gradients on a winter morning. *Atmospheric Chemistry and Physics* 10, 8341-8352
- Ernst, W.H., Nelissen H.J., 2000. Life-cycle phases of a zinc- and cadmium-resistant ecotype of *Silene vulgaris* in risk assessment of polymetallic mine soils. *Environmental Pollution* 107, 329-38.
- Ethier, G.J., Livingston, N.J., 2004. On the need to incorporate sensitivity to CO₂ transfer conductance into the Farquhar-von Caemmerer-Berry leaf photosynthesis model. *Plant, Cell & Environment* 27, 137-153.
- Farquhar, G., Caemmerer, S. Von, Berry, J., 1980. A biochemical model of photosynthetic CO₂ assimilation in leaves of C₃ species. *Planta* 90, 78-90.

FEHRL (Forum of European National Highway Research Laboratories), 2005. VISION: Road transport in Europe 2025, Technical Report, Forum of European Highways Research Laboratories.

Ferrini, F., Fini, A., 2011. Sustainable management techniques for trees in the urban areas. *Journal of Biodiversity and Ecological Sciences* 1, 1-20.

Guenni, O., Marín D., Baruch, Z., 2002. Responses to drought of five *Brachiaria* species. I. Biomass production, leaf growth, root distribution, water use and forage quality. *Plant and Soil* 243, 229-241.

Guenni, O., Baruch, Z., Marín, D., 2004. Responses to drought of five *Brachiaria* species. II. Water relations and leaf gas exchange. *Plant and Soil* 258, 249-260.

Gifford, R., 2004. The CO₂ fertilising effect: Does it occur in the real world? *New Phytologist* 167, 221-225.

Gratani, L., Crescente, M.F., Petruzzi, M., 2000. Relationship between leaf life-span and photosynthetic activity of *Quercus ilex* in polluted urban areas (Rome). *Environmental Pollution* 110, 19-28.

Hao, H., Wang, H., Yi, R., 2011. Hybrid modeling of China's vehicle ownership and projection through 2050. *Energy* 36, 1351-1361.

Hendrey, G. R., Ellsworth, D.S., Lewin, K.F., Nagy, J., 1999. A free-air enrichment system for exposing tall forest vegetation to elevated atmospheric CO₂. *Global Change Biology* 5, 293-309.

Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Brown, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J.J., Klink, C.A., Lugo, A.E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D.M., Sanderson, E.W., Valladares, F., Vila, M., Zamora, R., Zobel, M., 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15(1), 1-7.

Hobbs, R.J., Higgs, E., Harris, J.A., 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 24(11), 599-605.

Hymus, G.J., Baker, N.R., Long, S.P., 2001. Growth in elevated CO₂ can both increase and decrease photochemistry and photoinhibition of photosynthesis in a predictable Manner. *Dactylis glomerata* growth in two levels of nitrogen nutritions. *Plant Physiology* 127, 1204-1211.

IGN. 1991. Atlas Nacional de España Sección II Grupo 9: Climatología. Ministerio de Fomento, Instituto Geográfico Nacional: Madrid, ES.

Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkinen, K., Byrne, K.A., 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137, 253-268.

Jankaitė, A., Vasarevičius, S., 2007. Use of *Poaceae* f. species to decontaminate soil from heavy metals. *Ekologija* 53, 84-89.

Jiménez, M.D., Ruiz-Capillas, P., Mola, I., Pérez-Corona, E., Casado, M.A., Balaguer, L., 2011. Soil development at the roadside: a case study of a novel ecosystem. *Land Degradation & Development*. DOI: 10.1002/ldr.1157

Kalapos, T., Boogaard, R., Lambers, H., 1996. Effect of soil drying on growth, biomass allocation and leaf gas exchange of two annual grass species. *Plant and Soil* 185, 137-149.

Kesselmeier, J., Staudt, M., 1999. Biogenic Volatile Organic Compounds (VOC): An Overview on Emission, Physiology and Ecology. *Journal of Atmospheric Chemistry* 33, 23-88.

Kittelson, D.B., Watts, W.F., Johnson, J.P., Remerowki, M.L., Ische, E.E., Oberdörster G., Gelein, R. M., Elder, A., Hopke, P.K., Kim, E., Zhao, W., Zhou, L., Jeong, C.H., Lal, R., 2004. On-Road Exposure to Highway Aerosols. 1. Aerosol and Gas Measurements. *Inhalation Toxicology* 16, 31-39.

Korboulewsky, N., Bonin, G., Massiani, C., 2002. Biological and ecophysiological reactions of white wall rocket (*Diplotaxis eruroides* L.) grown on sewage sludge compost. *Environmental Pollution* 117, 365-370.

Lee, T., Tjoelker, M., Ellsworth, D.S., Reich, P.B., 2001. Leaf gas exchange responses of 13 prairie grassland species to elevated CO₂ and increased nitrogen supply. *New Phytologist* 150, 405-418.

Leuzinger, S., Hättenschwiler, S., 2013. Beyond global change: lessons from 25 years of CO₂ research. *Oecologia* 171, 639-51.

Long, S.P., Ainsworth, E.A, Rogers, A., Ort, D.R., 2004. Rising atmospheric carbon dioxide: plants FACE the future. *Annual Review of Plant Biology* 55, 591-628.

Madejón, P., Murillo, J.M., Marañón, T., Cabrera, F., López R., 2002. Bioaccumulation of As, Cd, Cu, Fe and Pb in wild grasses affected by the Aznalcóllar mine spill ,SW Spain. *The Science of the Total Environment* 290, 105-20.

Marinov, D., Sigrist, M.W, 2003. Monitoring of road-traffic emissions with a mobile photoacoustic system. *Photochemical and Photobiological Sciences* 2,774-778.

Martínez, T., Cambra, K., Cuetos, Y. Urzelai, A., 1998. Valores máximos admisibles en suelo (VIE-B) para la protección de la salud. In: Gobierno Vasco. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente, editor. *Calidad del Suelo*. Bilbao: Valores Indicativos de Evaluación.

Mauney, J.R., Guinn, G., Fry, K.E., Hesketh, J.D., 1979. Correlation of photosynthetic carbon dioxide uptake and carbohydrate accumulation in cotton, soybean, sunflower and sorghum. *Photosynthetica* 13, 260-266.

Mauney, J., Kimball, B., 1994. Growth and yield of cotton in response to a free-air carbon dioxide enrichment (FACE environment). *Agricultural and Forest Meteorology* 70, 49-67.

- Milton, S.J., 2003. Emerging ecosystem: A washig-stone for ecologists economist and sociologist? South African Journal of Science 99, 404-406.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H., 1974. Aims and Methods of Vegetation Analysis. Wiley and Sons, New York. 547 pp.
- Nafziger, E.D., Koller, H.R., 1976. Influence of Leaf Starch Concentration on CO₂ Assimilation in Soybean. Plant Physiology 57, 560-3.
- Neales, T., Incoll, L.D., 1968. The control of leaf photosynthesis rate by the level of assimilate concentration in the leaf: a review of the hypothesis. The Botanical Review 34, 2, 107-125.
- Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In Methods of soil analysis part 2, chemical and microbiological properties, Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (eds). Soil Science Society of American, Inc.: Madison, WI; 539-579.
- Nowak, D.J., McPherson, E.G., Rowntree, R.A., 1994. Executive Summary, pp. iii-vi. In Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project, General Technical Report NE-186 (eds) McPherson, E.G., Nowak, D.J. and Rowntree, R.A. USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, Radnor, PA.
- Oliva, S.R., Espinosa, A.J.F., 2007. Monitoring of heavy metals in topsoils, atmospheric particles and plant leaves to identify possible contamination sources. Microchemical Journal 86, 131-139.
- Ortiz, O., Alcañiz, J.M., 2006. Bioaccumulation of heavy metals in *Dactylis glomerata* L. growing in a calcareous soil amended with sewage sludge. Bioresource Technology 97, 545-52.
- Paul, M.J., Foyer, C.H., 2001. Sink regulation of photosynthesis. Journal of Experimental Botany 52, 1383-400.
- Poorter, H., Navas, M.L., 2003. Plant growth and competition at elevated CO₂: on winners, losers and functional groups. New Phytologist 157, 175-198.
- Reddy, A.R., Rasineni, G.K., Raghavendra, A.S., 2010. The impact of global elevated CO₂ concentration on photosynthesis and plant. Current Science 99, 44-57
- Reich, P.B., Hungate, B.A., Luo, Y., 2006. Carbon-nitrogen interactions in terrestrial ecosystems in response to rising atmospheric carbon dioxide. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 611-636.
- Reich, P.B., Hobbie, S.E., 2012. Decade-long soil nitrogen constraint on the CO₂ fertilization of plant biomass. Nature Climate Change 3, 278-282.
- Reid, C.D., 2003. On the relationship between stomatal characters and atmospheric CO₂. Geophysical Research Letters 30, 1983.

- Rubio De Casas, R., Vargas, P., Pérez-Corona, E., Manrique, E., Quintana, J.R., García-Verdugo, C., Balaguer, L., 2007. Field patterns of leaf plasticity in adults of the long-lived evergreen *Quercus coccifera*. *Annals of Botany* 100, 325-34.
- Ryser, P., Sauder, W.R., 2006. Effects of heavy-metal-contaminated soil on growth, phenology and biomass turnover of *Hieracium piloselloides*. *Environmental Pollution* 140, 52-61.
- Sadras, V.O., 2005. A quantitative top-down view of interactions between stresses: theory and analysis of nitrogen-water co-limitation in Mediterranean agro-ecosystems. *Crop and Pasture Science* 56, 1151-1157.
- Saikkonen, K., Koivunen, S., Vuorisalo, T., Mutikainen P., 1998. Interactive effects of pollination and heavy metals on resource allocation in *Potentilla anserina* L. *Ecology* 79, 1620-1629.
- Sasek, T.W., DeLucia, E.H., Strain, B.R., 1985. Reversibility of photosynthetic inhibition in cotton after long-term exposure to elevated CO₂ concentrations. *Plant Physiology* 78, 619-622.
- Sawidis, T., Krystallidis, P., Veros, D., Chettri, M., 2012. A study of air pollution with heavy metals in Athens city and Attica basin using evergreen trees as biological indicators. *Biological trace element research* 148, 396-408.
- Siedlecka, A., 1995. Some aspects of interaction between heavy metals and plant mineral nutrients. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 64, 265-272.
- Sun, J., Thomas, W.O., Edwards, G.E., 1999. Modification of carbon partitioning, photosynthetic capacity and O₂ sensitivity in *Arabidopsis* plants with low ADP-Glucose Pyrophosphorylase Activity. *Plant Physiology* 119, 267-276.
- Terradas, J., 2001. *Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes*. Omega. Barcelona, España. 760 pp
- Tissue, D.T., Griffin K.L., Turnbull, M.H., Whitehead, D., 2001. Canopy position and needle age affect photosynthetic response in field-grown *Pinus radiata* after five years of exposure to elevated carbon dioxide partial pressure. *Tree Physiology* 21, 915-23.
- Turekian, K., Wedepohl, K., 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of America Bulletin*, 175-192.
- Valladares, F., Dobarro, I., Sánchez-Gómez, D., Pearcy, R.W., 2005. Photoinhibition and drought in Mediterranean woody saplings: scaling effects and interactions in sun and shade phenotypes. *Journal of Experimental Botany* 56, 483-94.
- Valladares, F., Martínez-Ferri, E., Balaguer, L., Perez-Corona, E., Manrique, E., 2000. Low leaf-level response to light and nutrients in Mediterranean evergreen oaks: a conservative resource-use strategy? *New Phytologist* 148, 79-91.
- Viard, B., Pihan, F., Promeyrat, S., Pihan J.C., 2004. Integrated assessment of heavy metal, Pb, Zn, Cd. highway pollution: bioaccumulation in soil, *Graminaceae* and land snails. *Chemosphere* 55, 1349-59.

- Volaire, F., Lelievre, F., 2001. Drought survival in *Dactylis glomerata* and *Festuca arundinacea* under similar rooting conditions in tubes. *Plant and Soil* 229, 225-234.
- Volaire, F., Thomas, H., 1995. Effects of drought on water relations, mineral uptake, water-soluble carbohydrate accumulation and survival of two contrasting populations of cocksfoot (*Dactylis glomerata* L.). *Annals of Botany* 75, 513-524.
- Walker, D.J., Clemente, R., Bernal, M.P., 2004. Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil contaminated by pyritic mine waste. *Chemosphere* 57, 215-24.
- Wang, X., 2007. Effects of species richness and elevated carbon dioxide on biomass accumulation: a synthesis using meta-analysis. *Oecologia* 152, 595-605.
- Wullschleger, S.D., Norby, R.J., Hendrix, D.L., 1992. Carbon exchange rates, chlorophyll content, and carbohydrate status of two forest tree species exposed to carbon dioxide enrichment. *Tree Physiology* 10, 21-31.
- Zeng, F., Ali, S., Zhang, H., Ouyang, Y., Qiu, B., Wu, F., et al. Zhang, G., 2011. The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. *Environmental Pollution* 159, 84-91.
- Zhang, F., Yan, X., Zeng, C., Zhang, M., Shrestha, S., Devkota, L.P., Yao, T., 2012. Influence of traffic activity on heavy metal concentrations of roadside farmland soil in mountainous areas. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 9, 1715-31.
- Zhao, F., Lombi, E., McGrath, S., 2003. Assessing the potential for zinc and cadmium phytoremediation with the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant and Soil* 249, 37-43.
- Zhao, X., Mao, Z., Xu, J., 2010. Gas exchange, chlorophyll and growth responses of *Betula platyphylla* seedlings to elevated CO₂ and nitrogen. *International Journal of Biology* 2, 143-149.

CAPÍTULO IV

OPTIMIZACIÓN METODOLÓGICA PARA LA ESTIMA DE COBERTURAS EN TALUDES DE CARRETERA A PARTIR DE FOTOGRAFÍAS DIGITALES



Fotografía de uno de los desmontes donde se realizó el estudio microclimático, autopista M-12, Barajas, Madrid.

Resumen

Las coberturas de vegetación, hojarasca y suelo desnudo son indicadores de la calidad del hábitat y de la productividad del ecosistema, y también pueden influir sobre factores abióticos como el microclima. Los métodos basados en la estima visual son los más frecuentes para valorar las coberturas, pero tienen el inconveniente de no ser repetibles al estar sujetos a cierta subjetividad por parte del observador. En este trabajo se evalúan y se comparan 5 metodologías de estimas de coberturas a partir de fotografías, mediante el uso de los siguientes programas: *Point Quadrat Digital*, *Adobe Photoshop*, *GreenFraction*, *VegMeasure* y *eCognition Developer*. Se analizaron las mismas 20 fotografías digitales con cada programa realizadas durante los dos primeros meses del estudio a 10 parcelas de 0.25 m² localizadas en taludes de carretera. Las estimas de coberturas de vegetación obtenidas con el *eCognition Developer* y con las otras 4 metodologías alternativas mostraron altas correlaciones significativas. También fueron detectadas unas altas correlaciones significativas entre las estimas de hojarasca y de suelo desnudo obtenidas con los programas *Point Quadrat Digital* y *eCognition Developer*. Este último programa fue el que requirió menor tiempo para el análisis de imágenes. Asimismo, el programa *eCognition Developer* permite determinar no solo el porcentaje de cobertura de vegetación sino también de hojarasca y suelo desnudo, teniendo el resto de programas mayores dificultades para su estima. Por todo ello, se seleccionó el método de análisis de imagen basado en el objeto usado por el programa *eCognition Developer* para analizar la serie fotográfica completa de periodicidad mensual llevada a cabo entre abril de 2008 y mayo de 2009. Utilizamos el índice de acuerdo Kappa (KIA) para cuantificar la exactitud de este método en la clasificación de la imagen. El valor medio obtenido para el índice KIA mostró un grado de exactitud del método bueno (74 % de concordancia). Los índices KIA específicos para cada una de las categorías de cobertura mostraron un grado de exactitud “muy bueno” para la categoría vegetación y “bueno” para las categorías hojarasca y suelo desnudo. Por lo tanto, el método de análisis de imagen basado en el objeto usando el programa *eCognition Developer* proporciona una técnica repetible, fiable y relativamente rápida para estimar el porcentaje de distintas coberturas, que permite una cuantificación precisa de las mismas. Así, esta metodología presenta un gran potencial de aplicación en proyectos de restauración, conservación e investigación de ecosistemas.

Palabras clave: análisis de imagen basadas en el objeto, coberturas del terreno (vegetación, hojarasca y suelo desnudo), fotografía digital, índice de acuerdo Kappa, pixel.

Introducción

Las coberturas de vegetación, hojarasca y suelo desnudo proporcionan información sobre la calidad de hábitat, la productividad y el reciclado de nutrientes del ecosistema (Ludwig et al., 2003; Jones et al., 2004; Silver et al., 2004; Wang et al., 2004). Asimismo, las coberturas del terreno pueden modificar factores abióticos, tales como el microclima (Yates et al., 2000; Lee et al., 2005). En los espacios afectados por la construcción de infraestructuras lineales, el porcentaje de la cobertura de la vegetación se emplea como indicador del éxito de las medidas de revegetación. Los métodos comúnmente empleados se basan en la estima visual de las coberturas (Daubenmire, 1959; Bonham et al., 2004; Laliberté et al., 2010). Sin embargo, estos métodos no son repetibles, ya que se prestan a una alta subjetividad por parte del observador, con un rango de varianza entre un 13 a un 90 % dependiendo del porcentaje de cobertura estimado (Hatton et al., 1986; Kennedy y Addison, 1987) y del tamaño de la parcela (Klime, 2003). Por esta razón, es necesario encontrar metodologías para la estima de las coberturas más objetivas y precisas, con el fin de evaluar correctamente la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas (Korb et al., 2003; Ruiz-Jaén y Aide, 2005).

Recientes avances tanto en los sistemas de información geográfica (SIG), como en los programas de análisis de imágenes digitales ofrecen una alternativa viable para estimar de forma no destructiva, objetiva y repetible el porcentaje de coberturas. Las imágenes satelitales y las fotografías aéreas a gran escala son especialmente efectivas para la zonación de la vegetación (Mathieu et al., 2007). Las fotografías digitales son utilizadas para la obtención de medidas cuantitativas de coberturas del terreno a una menor escala espacial. El método más común para clasificar imágenes digitales se basa en la información espectral o el color del pixel, con este método se ha conseguido estimar la biomasa del suelo (Paruelo et al., 2000; Johnson et al., 2003; Vanamburg et al., 2006). Sin embargo, la información espectral no es adecuada para extraer distintos componentes de la vegetación o categorías de coberturas partir de fotografías a corta distancia, ya que la mayoría de los componentes de la vegetación (incluyendo las hojas secas, hojas verdes, sombras, frutos y flores) son generalmente más grandes que el tamaño del píxel en la

fotografías, por lo que con frecuencia son clasificados erróneamente. También, el cálculo de coberturas de elementos como la hojarasca, que pueden tener una implicación directa en el éxito de la colonización vegetal se ve dificultado en el análisis de imágenes basado en el pixel, debido a que los colores son similares a los del suelo desnudo. El método de análisis basado en el objeto (definido como grupo de píxeles) puede ser una alternativa de interés, habiendo sido aplicado con éxito para clasificar con precisión las coberturas de los componentes de comunidades vegetales (Luscier et al., 2006; Michel et al., 2010). Este método utiliza tanto la información espectral relativa al color, como la información contextual referente a aspectos de forma y textura, permitiendo identificar objetos de la imagen y sus relaciones (Blaschke y Strobl, 2001).

El objetivo principal de este trabajo fue desarrollar una metodología de análisis rápida, objetiva y precisa para cuantificar el porcentaje de cobertura de vegetación, hojarasca y suelo desnudo a partir de fotografías digitales, para poder relacionar las coberturas con las series de datos microclimáticos del capítulo V de la presente tesis doctoral. Para ello, evaluamos 1 método clásico y manual *Point Quadrat* y 5 metodologías de análisis de imagen digital usando de los siguientes programas: *Point Quadrat Digital* y *Adobe Photoshop*, que utilizan la interpretación visual; *GreenFraction* y *VegMeasure*, en los cuales el análisis de la imagen se basan en el píxel; y *eCognition Developer*, cuyo método de análisis de imagen se basa en el objeto.

Material y Métodos

Diseño experimental

La zona de estudio se localiza en la Comunidad de Madrid, España (40° 29'N, 03° 34'W), a 12 Km del centro de la ciudad de Madrid. Las parcelas se establecieron en dos taludes tipo desmonte pertenecientes a la autopista M-12, la cual permite el acceso a la terminal T4 del Aeropuerto de Barajas (Figura 1).



Figura 1. Zona de estudio y localización de los dos desmontes de la autopista M-12.

En los dos desmontes se establecieron un total de 10 parcelas de muestreo (5 por desmonte) de 0.5 m de lado, dentro de parches con una superficie mínima de 6.25 m², con el objetivo de que cada parcela quedara rodeada de una matriz de similar cobertura de vegetación. Las parcelas fueron seleccionadas de acuerdo con un muestreo estratificado, según la cobertura vegetal inicial estimada de forma visual (Figura 2).

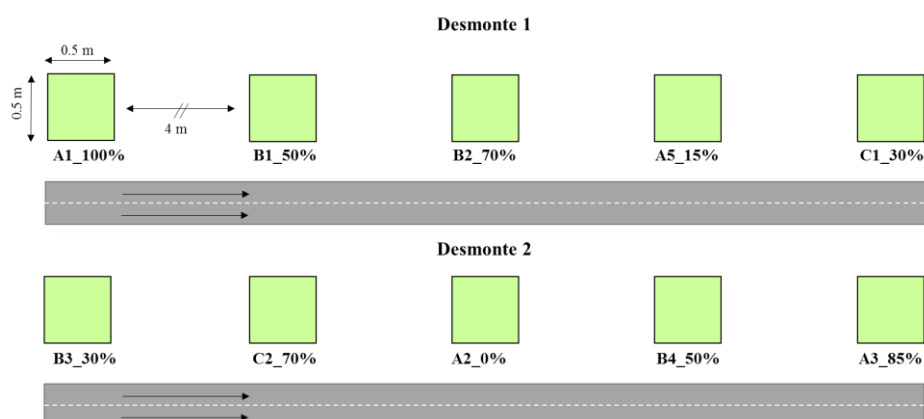


Figura 2. Situación de las parcelas y el porcentaje de coberturas de vegetación iniciales.

Muestreo de coberturas

El muestro de coberturas se llevó a cabo en las 10 parcelas experimentales mediante la realización de fotografías digitales. En una primera fase se cuantificaron las distintas coberturas mediante la técnica manual “*Point-quadrat*” (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974). Con dicho fin se diseñó una estructura en forma de arco de 50 cm de

altura, de cuya parte superior colgaban 11 varillas de 40 cm de lado separadas cada 5 cm. Dicha estructura se desplaza por toda la parcela de 50 x50 cm de manera sistemática (cada 5 cm) hasta completar el muestreo de todo el cuadro. El observador ha de anotar si la varilla intercepta biomasa viva o suelo desnudo, de manera que al final se pueda hacer una estima en porcentaje de la cobertura total dentro de cada parcela de referencia. En algunos casos hay vegetación muerta o de otra temporada, en estos casos se ha considerado como hojarasca pero no se contabilizó como positiva en vegetación. Asimismo, en las mismas parcelas y fechas se realizaron las series de fotografías digitales. Para el reportaje fotográfico se utilizó una cámara digital modelo Canon EOS400D de 10.1 mega-píxeles de resolución. La cámara se colocó sobre un trípode y las fotografías fueron realizadas a una distancia de 90 cm de la superficie y con un ángulo aproximado de 90 °. Se utilizó una distancia focal de 24 mm y se seleccionó el ajuste automático para los parámetros luminosidad y velocidad de disparo. Las fotografías se realizaron entre las 10:00 y las 11:30 horas (Horario de Verano de Centro Europa) para minimizar el efecto de las sombras. Las imágenes resultantes se guardaron en formato JPEG. Para corregir posibles deformaciones angulares de las fotografías se utilizó el programa *Altostorm Rectilinear Panorama Home* v.1.2.2 (una extensión del programa Adobe Photoshop CS4). A los elementos que no eran objeto de estudio como sensores y cables se les aplicó una máscara de color homogéneo, utilizando el programa Adobe Photoshop CS4 y no se contabilizaron en el cálculo de coberturas.

Se realizó un seguimiento fotográfico de cada una las parcelas con una periodicidad aproximadamente mensual entre abril de 2008 y mayo de 2009, generando un total de 110 fotografías.

A continuación se describen las 5 metodologías basadas en análisis de imágenes:

1. Fotointerpretación

Este método consiste en extraer mediante calco manual (previa fotointerpretación por un experto) la capa de color verde uniforme. El porcentaje de cobertura de vegetación se calcula posteriormente mediante la contabilización del número de píxeles verdes frente al total de píxeles de la fotografía. No se estimaron los porcentajes de hojarasca y suelo desnudo con esta metodología, debido a las dificultades para discriminar entre los colores pertenecientes a estas dos categorías de cobertura (Figura 3).

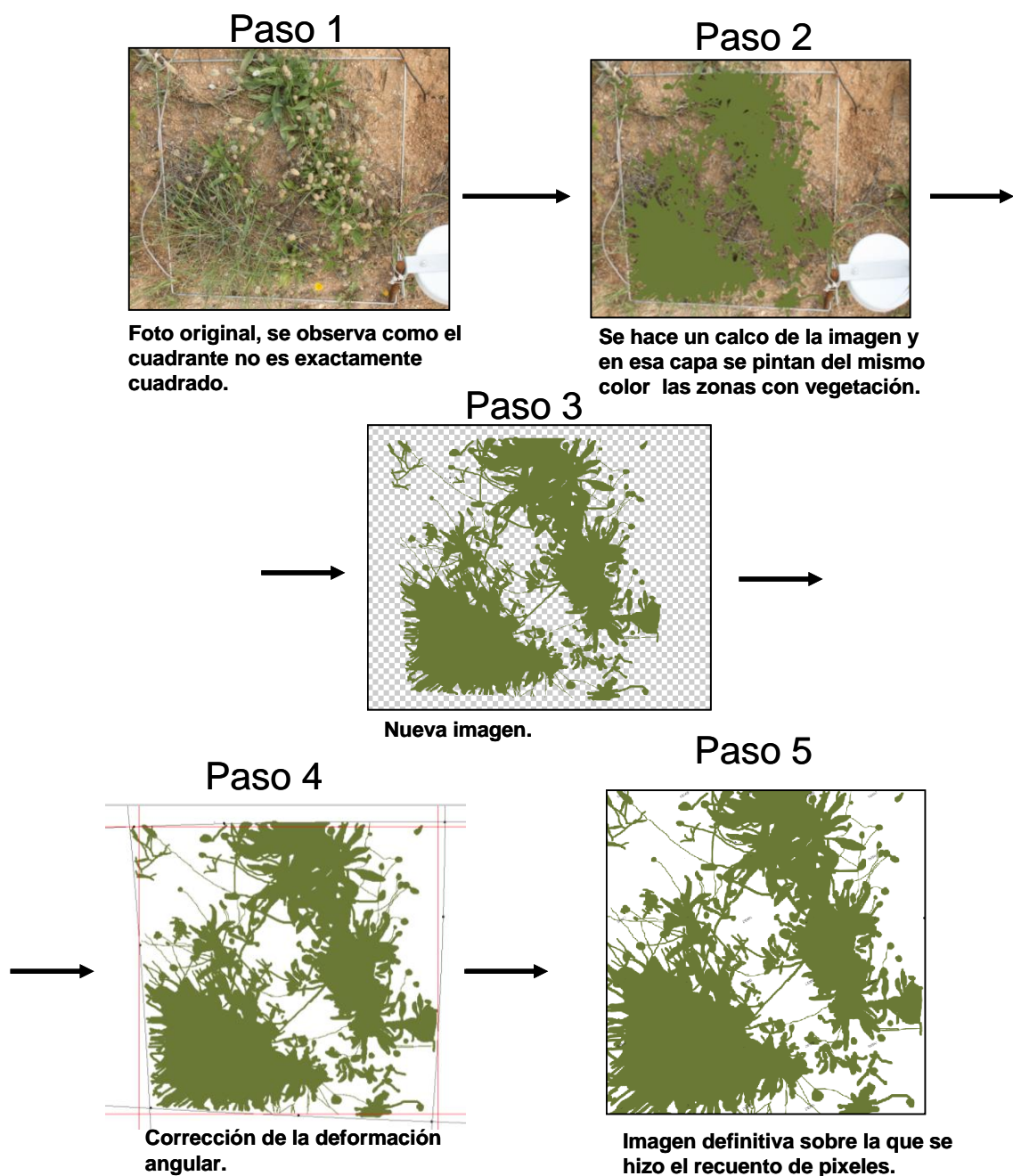


Figura 3. Pasos efectuados para contabilizar la cantidad de píxeles verdes de las parcelas de estudio mediante fotointerpretación sobre fotografías digitales.

2. *Point Quadrat Digital*

Este método se basa en la técnica del *Point Quadrat*, y consiste en realizar un muestreo regular por puntos mediante la superposición de una malla digital sobre la imagen (Booth et al., 2006a). Cada intersección de la malla representa un punto de muestreo, el cual es clasificado manualmente, mediante la interpretación de un experto, dentro de una de las categorías establecidas para este estudio (vegetación, hojarasca, suelo desnudo y sensor). Posteriormente el propio programa calcula el porcentaje de puntos de

cada clase con respecto al total de puntos clasificados, obteniendo de esta forma el porcentaje de cobertura estimada para cada clase. La malla digital aplicada tuvo un tamaño de 15 x 15, con un total de 225 puntos de muestreo por imagen. Cada punto de muestreo tuvo una dimensión de 3 x 3 píxeles (Figura 4).

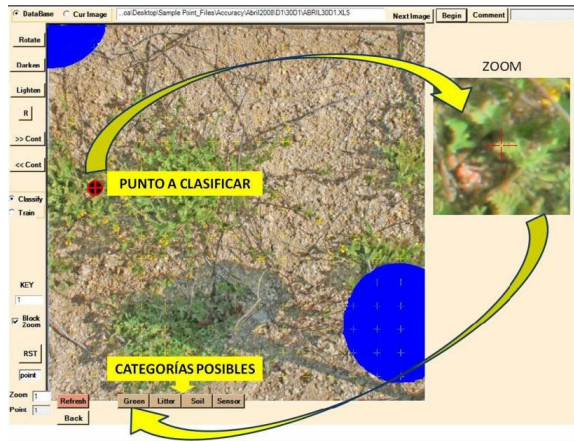


Figura 4. Clasificación de un punto con la técnica *Point Quadrat Digital*. El punto evaluado pertenece a la categoría de vegetación (*green*).

3. *GreenFraction*

Esta metodología se basa en la relación entre el porcentaje de “píxeles verdes” con la cobertura de biomasa verde presente en una imagen digital (Paruelo et al., 2000). Para calcular el porcentaje de píxeles verdes se utilizó el programa *GreenFraction*, diseñado para este fin por la organización *LandFlux* (<http://landflux.org>). Este programa está basado en el lenguaje de programación C+ y permite, mediante la introducción manual de un algoritmo, cuantificar el porcentaje de píxeles que satisfacen la condición establecida. Para este estudio, y tras varias de pruebas, se determinó que el algoritmo que mejor identificaba los píxeles verdes en nuestras fotografías correspondía con la expresión $G-R+G-B>0$, donde R, G, B son las intensidades de un píxel particular en las bandas de rojo, verde y azul, respectivamente, cuyo valor está comprendido entre 0 y 255.

4. *VegMeasure*

El programa *VegMeasure* (Johnson et al., 2003), está basado en el lenguaje de programación C+ y permite, al igual que el programa *GreeFraction*, cuantificar el porcentaje de píxeles que satisfacen la condición establecida. La diferencia con el anterior programa es que éste lleva incorporada la función *Green Leaf*, que permite calcular automáticamente el porcentaje de píxeles de color verde sin necesidad de introducir

manualmente el algoritmo deseado. También presenta la ventaja de generar como resultado una imagen clasificada (Figura 5).

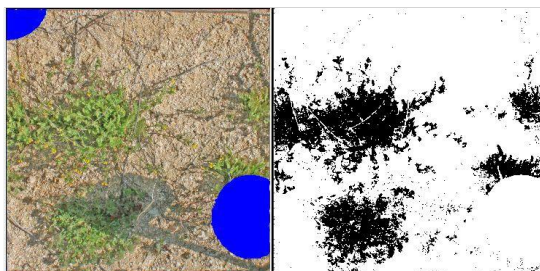


Figura 5. Imagen original (izquierda) e imagen clasificada con el programa *VegMeasure* (derecha). El porcentaje de cobertura de vegetación estimada fue del 21%.

5. *eCognition Developer*

El programa *eCognition Developer* v.8 (Baatz et al., 2003), utiliza el método de análisis de imagen basado en el objeto. El proceso de análisis consta de tres etapas: (1) segmentación de la imagen en objetos; (2) clasificación de los objetos en categorías (vegetación, hojarasca y suelo desnudo, en este caso) y (3) cálculo de las superficies relativas a cada categoría de coberturas.

1) Segmentación de la imagen en objetos

Esta etapa consiste en la subdivisión de la imagen en regiones más pequeñas representadas por áreas homogéneas denominadas objetos. Los objetos creados son el resultado de un proceso de agrupación de píxeles. La agrupación de píxeles se realizó mediante la técnica segmentación por multiresolución, donde los segmentos son creados en base a tres parámetros, definidos previamente por el usuario: escala, color y forma. El parámetro escala determina el nivel de heterogeneidad dentro de los objetos resultantes, mientras que los parámetros color y forma determinan como los píxeles de la imagen deben ser agrupados. El parámetro escala es adimensional y controla el tamaño relativo de los objetos generados en la segmentación. Cuanto mayor es la escala, la heterogeneidad dentro de cada objeto puede ser mayor. Los parámetros color y forma son complementarios y mutuamente excluyentes, y pueden ser ponderados de 0 a 1. El parámetro forma se define por dos subparámetros: suavidad y compactibilidad, los cuales determinan que la segmentación se realice dando más peso a la similaridad o a la continuidad de los píxeles vecinos. Ambos parámetros son también complementarios y mutuamente excluyentes, y pueden ser ponderados de 0 a 1.

No existe un método definido para seleccionar la mejor combinación de parámetros en la etapa de segmentación (Baatz et al., 2003; Luscier et al., 2006). El usuario debe definir realizando varias pruebas la combinación más apropiada de parámetros con la que se obtenga la mejor agrupación de píxeles (objetos) para separar entre las diferentes categorías de coberturas. En este estudio, las imágenes fueron segmentadas con un parámetro de escala de 20 y basándose un 20 % en el color y un 80 % en la forma. El parámetro forma, a su vez, fue ajustado a un 90 % de suavidad y un 10 % de compactibilidad (Figura 6). Esta combinación de parámetros se aplicó a las 20 fotografías, puesto que todas ellas tenían una resolución espacial similar.

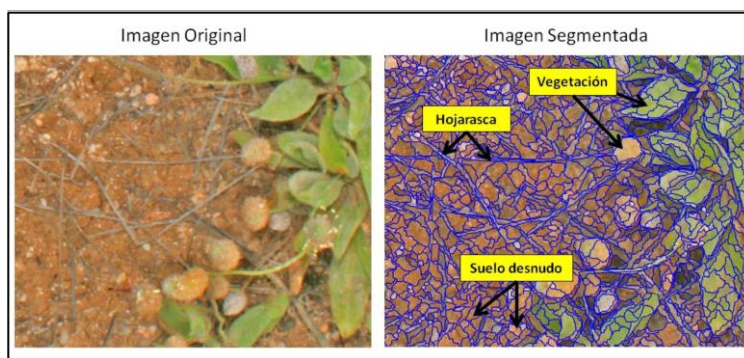


Figura 6. Imagen original (izquierda) y segmentada (derecha), ambas ampliadas. Se observa como cada objeto pertenece a una categoría de cobertura.

2) Clasificación

El proceso de clasificación consiste en asignar cada segmento u objeto extraído a una categoría, en función de criterios de clasificación definidos previamente por el usuario. Para ello, primeramente se crea una tabla de clases con las categorías deseadas. A continuación, para cada categoría el usuario selecciona un conjunto de objetos (objetos-ejemplo) como áreas de entrenamiento para el programa mediante una interpretación visual. A su vez, se seleccionan atributos de estos objetos, como por ejemplo: área, longitud, color, brillo, textura, etc.

En este trabajo, la tabla de clases creada estuvo constituida por las categorías vegetación, hojarasca, suelo desnudo y sensor. Las tres primeras categorías fueron definidas en base a unos 120 objetos-ejemplo por categoría (Figura 7). Para la categoría sensor fue suficiente con seleccionar un solo objeto-ejemplo, ya que el enmascarado de color uniforme superpuesto facilitó la clasificación de estos segmentos. En este estudio, las mejores características a tener en cuenta en el proceso de clasificación estuvieron

relacionadas con el color de los objetos (saturación, tono, intensidad y brillo) y con su forma (longitud y anchura).

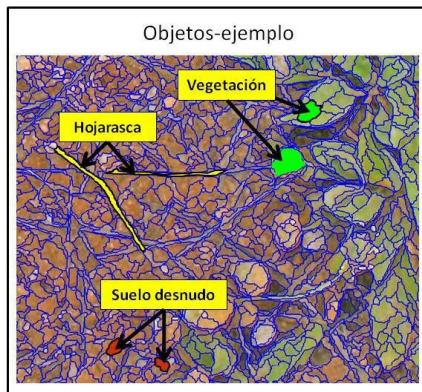


Figura 7. Selección de objetos-ejemplo para cada una de las categorías.

Posteriormente, el programa ejecuta el proceso de clasificación empleando la técnica denominada vecino más próximo. Esta técnica se basa en la lógica difusa, por medio de la cual se cuantifica el grado de pertenencia de cada objeto a cada una de las categorías propuestas en una escala de 0 a 1 (0 = no miembro de la categoría; 1 = miembro de la categoría). De esta forma, cada objeto será clasificado dentro de la categoría para la que presente un mayor grado de pertenencia.

3) Cálculo de coberturas

Después del proceso de clasificación y para cada una de las fotos analizadas, el programa genera una imagen de colores uniformes en la que cada tipo de color representa una categoría. Las áreas relativas de cada color representan las coberturas de vegetación, hojarasca, suelo desnudo y sensor. Éstas fueron calculadas a partir de una herramienta propia del programa, que cuantifica el porcentaje de píxeles que han sido asignados a cada una de las categorías con respecto al total de píxeles de la imagen (Figura 8).

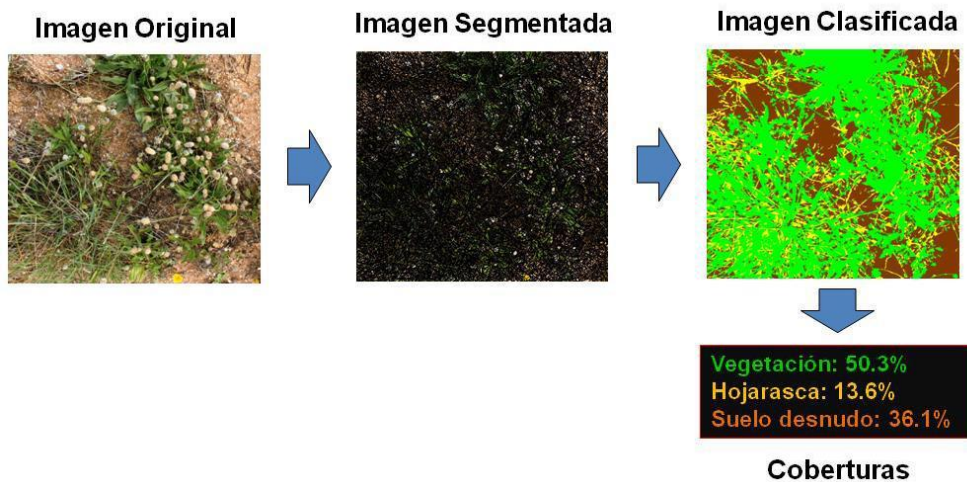


Figura 8. Resultados obtenidos en el proceso de análisis de imagen basado en el objeto.

Análisis de datos

Comparación de metodologías de estimas de coberturas: análisis de congruencia entre metodologías

En primer lugar se comparó el método manual de estimas de coberturas en campo con las imágenes obtenidas por el método de fotointerpretación. La correlación entre los valores estimados visualmente en campo y el porcentaje de píxeles verdes fue del 95%. Pese a que ambos métodos están altamente correlacionados el método de la fotografía digital permite estimar con una mayor precisión, dado que con la fotografía digital se muestrean un total de 5 millones de píxeles en cada una de las parcelas consideradas (parcelas de 50 x 50 cm), frente a los 121 puntos capaces de interceptar el “*Point quadrat* manual” por parcela, lo que supone un aumento muy significativo en cuanto al número de unidades de observación. Por lo tanto, a partir de este momento se decidió solamente trabajar con las estimas automáticas de coberturas basadas en imágenes, puesto que reflejan adecuadamente la realidad.

Se llevaron a cabo correlaciones (r de Pearson) entre los resultados de coberturas obtenidos con las distintas metodologías exploradas. Estos análisis fueron realizados con el programa STATISTICA, version 7.0 (www.statsoft.com).

Validación final de la metodología seleccionada (*eCognition Developer*)

Finalmente, la metodología seleccionada se validó sobre 20 imágenes y comparando los resultados con una cuidadosa fotointerpretación visual mediante el programa *SamplePoint* (Booth et al., 2006b). Cada punto fue clasificado manualmente dentro de alguna de las siguientes categorías (vegetación, hojarasca, suelo desnudo o sensor). Una vez clasificados todos los puntos, el programa genera una tabla de datos de doble entrada para ser analizada, y de la cual se extrajo una matriz de confusión que informa de la proporción de aciertos y errores en la asignación por parte del programa para cada una de las categorías de cobertura.

Estimación de la exactitud del método seleccionado

El grado de exactitud del método *eCognition Developer* se evaluó comparando los resultados de su clasificación con la interpretación visual, utilizando el índice de acuerdo de Kappa (KIA) (Cohen, 1960), que informa del grado de concordancia entre dos métodos para la misma característica medida en una escala categórica.

El índice de concordancia de Kappa se define como:
$$K = \frac{P_o - P_e}{1 - P_e}$$

,donde P_o es la proporción de concordancia observada y P_e la proporción de concordancia esperada por azar. El resultado es un valor comprendido entre -1 y 1. En caso de concordancia total el valor de KIA es 1; si la concordancia observada es igual a la esperada por azar KIA vale 0; y en el caso de que el acuerdo observado sea inferior al esperado por azar KIA es menor que 0.

Resultados

Comparación de las 5 metodologías de estimas de coberturas

En la tabla 1 se presentan las características de las 5 metodologías de estimación de coberturas evaluadas. Existió una alta correlación significativa entre las estimas de coberturas obtenidas con el *eCognition Developer* y las 4 metodologías alternativas (*Point Quadrat Digital*, Fotointerpretación, *GreenFraction*, y *VegMeasure*). Los métodos *GreenFraction*, *VegMeasure* y Fotointerpretación no pueden ser usados para estimar la cobertura de hojarasca y suelo desnudo. No obstante, se obtuvieron altas correlaciones significativas entre la estimación de la cobertura de vegetación calculadas con los

métodos *GreenFraction*, *VegMeasure* y Fotointerpretación y con el método *eCognition Developer* ($r^2 = 0.76$; $r^2 = 0.80$ y $r^2 = 0.97$ respectivamente; $p < 0.001$ en todos los casos). Por otro lado, los métodos *eCognition Developer* y *Point Quadrat Digital* presentaron una correlación alta para la estima de las coberturas de vegetación ($r^2 = 0.96$; $p < 0.001$), hojarasca ($r^2 = 0.92$; $p < 0.001$) y suelo desnudo ($r^2 = 0.95$; $p < 0.001$).

Tabla 1. Características de las metodologías de estimas de coberturas: *eCognition Developer*, *Point Quadrat Digital*, *GreenFraction*, *VegMeasure* y Fotointerpretación.

	<i>eCognition Developer</i>	<i>Point Quadrat</i>	<i>GreenFraction</i>	<i>VegMeasure</i>	Foto-interpretación
Método	Semi-automático	Manual	Semi-automático	Semi-automático	Manual
Técnica	Análisis de imagen basado en objeto	Interpretación visual	Análisis de imagen basado en el color del pixel	Análisis de imagen basado en el color del pixel	Interpretación visual
Validez para la estima de hojarasca y suelo desnudo	Si	Si	No	No	No
Exactitud	Alta	Alta	Generalmente alta*	Generalmente alta*	Alta
Tiempo	Medio	Medio	Bajo	Bajo	Muy alto
Resultados	Porcentajes de coberturas + imagen clasificada	Porcentajes de coberturas	Porcentajes de coberturas	Porcentajes de coberturas + imagen clasificada	Porcentajes de coberturas + imagen clasificada

* La cobertura de vegetación puede quedar subestimada en caso de una alta presencia de partes vegetales no verdes, tales como flores, tallos marrones, etc., ya que solo son contabilizados como vegetación los píxeles de color verde.

Se seleccionó el programa *eCognition Developer* para calcular las coberturas de toda la serie fotográfica, ya que además de discriminar parámetros de color incluye atributos de forma, generando una imagen clasificada, fácil de interpretar, de gran utilidad para el estudio y monitorización de las coberturas de vegetación, hojarasca y suelo desnudo. El uso del programa *Point Quadrat* también permite obtener la estima de las tres categorías de coberturas pero el *eCognition Developer* presenta la ventaja de ser un método más automático que requiere menos tiempo (12 minutos de media por fotografía). El resto de las metodologías sólo son válidas para estimar la cobertura de vegetación, bien porque es imposible estimar las coberturas de hojarasca y suelo desnudo (*GreenFraction* y *VegMeasure*) o bien porque se requiere mucho tiempo para su ajuste (Fotointerpretación).

Validación de la metodología seleccionada

La matriz de confusión obtenida a partir de las 20 matrices generadas por cada fotografía clasificada, presenta una alta proporción de puntos correctamente clasificados por el *eCognition Developer* con respecto al total (Tabla 2). En conjunto se clasificaron correctamente el 87.60 % de los puntos muestreados. Para las categorías de vegetación, hojarasca y suelo desnudo, los porcentajes de acierto fueron del 87.92 %, 77.16 % y 93.10%, respectivamente. El 15.79 % del total de puntos catalogados como hojarasca en la interpretación visual fueron clasificados como suelo desnudo por el programa *eCognition*.

Tabla 2. Matriz de confusión para la clasificación de coberturas. Los valores de la diagonal representan el total de puntos clasificados correctamente para cada clase.

	<i>eCognition Developer</i>			Total
	Vegetación	Hojarasca	Suelo desnudo	
	(%)	(%)	(%)	
Vegetación	87.92	4.39	7.69	1093
Hojarasca	7.05	77.16	15.79	1121
Suelo desnudo	2.89	4.02	93.10	<u>2042</u>
				4256

Para las primeras 20 fotografías de las parcelas, se obtuvo un valor medio para índice de concordancia Kappa (KIA) de 0.74, indicando que la clasificación realizada fue de media un 74% mejor que la esperada por azar. Los valores de KIA para cada una de 3 categorías de cobertura presentaron unas medias entre 0.70 y 0.81 (Tabla 3). El valor de KIA obtenido en conjunto es “bueno” de acuerdo a la clasificación propuesta por Landis y Koch (1997). Los valores KIA específicos para cada una de las categorías de cobertura muestran un grado de exactitud “muy bueno” para la clase vegetación y “bueno” para la hojarasca y suelo desnudo. En la clasificación de todas las fotografías, los valores de KIA más bajos fueron de 0.60, lo cual indica que la exactitud del método es como mínimo de “moderada-buena”.

Tabla 3. Valores KIA para cada categoría: media, error estándar (ES) y rango.

Categoría de cobertura	KIA		
	Media	ES	Rango
Vegetación	0.81	0.008	0.61-1.00
Hojarasca	0.70	0.012	0.60-0.86
Suelo desnudo	0.70	0.009	0.60-0.90

Cálculo de coberturas con el programa *eCognition Developer*

La colección de las 110 fotografías realizadas a las 10 parcelas durante el periodo de muestreo, fue analizada con el programa *eCognition Developer* (Anexo I). El contenido de cada fotografía fue clasificado en tres categorías diferentes (vegetación, hojarasca y suelo desnudo) y se calculó el porcentaje de cobertura de cada categoría.

Discusión

En el presente trabajo fueron evaluadas distintas metodologías de estimas de coberturas: una manual y 5 basadas en fotografías digitales. En primer lugar observamos que la correlación entre un método tradicional de obtención de datos en campo y la estima mediante fotografías es muy alta, y por lo tanto muy representativa de la realidad. Por lo tanto, se buscaron diferentes metodologías con el fin de obtener adecuados porcentajes de cobertura para las diferentes fracciones. Finalmente, seleccionamos la técnica de análisis basado en el objeto que utiliza el programa *eCognition Developer* para la estimación de coberturas, ya que presenta la ventaja de ser una metodología automática, además de ser relativamente rápida, objetiva y muy exacta, y ofrecer una imagen clasificada en las tres categorías en las que estábamos interesados: vegetación, hojarasca y suelo desnudo, fácil de interpretar, de gran utilidad para el estudio y monitorización de las coberturas.

Se observaron altas correlaciones entre la técnica de análisis de imagen basada en el objeto y las otras 4 metodologías de estimación de coberturas validadas por otros autores. La correlaciones menores fueron detectadas entre la estima de cobertura vegetal obtenidas con el *eCognition* y los programas *VegMeasure* y *GreenFraction*. Estos dos programas se basan en el método de análisis basado en el pixel que puede estar subestimando la cobertura total de vegetación sobre todo en aquellas parcelas donde exista una mayor

presencia de elementos vegetales no verdes, tales como tallos marrones, flores, etc. (Sun et al., 2005). Las correlaciones entre las estimas de cobertura de vegetación, hojarasca y suelo calculadas con los programas *eCognition Developer* y el *Point Quadrat digital* fueron altas. Aún así, el programa *eCognition Developer* calcula las estimas de cobertura con mayor exactitud, pues analiza la imagen en su totalidad y no un número limitado de píxeles, además de presentar la ventaja de que el tiempo empleado para el análisis es menor.

Unos altos valores obtenidos para índice de concordancia Kappa (KIA) mayores o iguales a 0.6, junto a un error siempre menor al 1.2% indican que la exactitud del programa *eCognition Developer* es bueno (Landis y Koch, 1977). El mayor número de desaciertos en la clasificación realizada por la metodología aplicada se detectó para la categoría de hojarasca, seguida de la categoría de suelo desnudo. Este error puede deberse a la dificultad de segmentar y clasificar correctamente todos aquellos elementos de menor tamaño de la clase hojarasca como pequeños tallos y hojas secas, que fueron principalmente clasificados en la categoría de suelo desnudo, con la que comparten características de color y forma. No obstante, las mejoras futuras en los programas de análisis de imagen basado en el objeto, deberían permitir clasificar las distintas coberturas con mayor exactitud y conseguir una mayor automatización del proceso.

Estudios previos han demostrado que la técnica basada en el análisis del objeto permite trabajar tanto a escala de fotografía satelital (Arroyo et al., 2005; Mesev, 2007), de ortofotos (Albrecht et al., 2010) como a escala de parcela (Luscier et al., 2006; Michelle et al., 2010) en distintos ecosistemas. El presente trabajo muestra que el programa *eCognition Developer* puede también ser usado con éxito en la estima de coberturas de vegetación, hojarasca y suelo desnudo a escala de parcela en taludes de carretera. Asimismo, la metodología desarrollada en el presente trabajo, se basa en muestreos fotográficos que minimizan los impactos sobre la flora y la fauna y son fácilmente repetibles incluso por distintos muestreadores. Este método permite estimar las coberturas del terreno a lo largo del tiempo, permite detectar cambios temporales y espaciales de las distintas coberturas a distintas escalas e incluso estudiar procesos como el reclutamiento de especies, la tasa de renovación de la biomasa, etc. Esta información puede ser de enorme utilidad en el seguimiento de parcelas permanentes y en la evaluación del éxito de medidas de restauración y conservación de ecosistemas.

Conclusiones

El uso de fotografías digitales proporciona una herramienta no destructiva para el muestreo de coberturas, además de permitir la recolección extensiva de datos de campo y proporcionar un archivo permanente de imágenes con la posibilidad de ser conservado para futuros análisis.

De las 5 metodologías evaluadas, aquella que usa la técnica de análisis de imagen basada en el objeto mediante el programa *eCognition Developer* se considera la más apropiada para estimar, a partir de fotografías digitales, las coberturas de vegetación, hojarasca y suelo desnudo en taludes de carretera. Las ventajas que ofrece el uso de este programa frente a las otros son: 1) una mayor objetividad; 2) una mayor exactitud; 3) una mayor rapidez respecto a los otros métodos; 4) la posibilidad de estimar, además de la cobertura vegetal, las coberturas de hojarasca y suelo desnudo y 5) generar como resultado una imagen clasificada en función de su cobertura. Por todo ello, la estima de coberturas mediante uso de *eCognition Developer* tiene un alto potencial en la aplicación de proyectos de restauración, conservación e investigación.

Bibliografía

- Albrecht, F., Lang, S., Hölbling D., 2010. Spatial accuracy assessment of object boundaries for object-based image analysis. *GEOBIA - Geographic Object-Based Image Analysis*. Vol.No. XXXVIII-4/C7.
- Arroyo, L.A., Cocero, D., Manzanera, J.A., García-Montero, L.G., Pascual, C., 2005. El empleo de clasificadores de contexto para la obtención de cartografía en la interfase urbano forestal. *GeoFocus* 5, 115-128.
- Baatz, M., Benz, U., Dehghani S, et al., 2003. eCognition© user guide 3. Munich, Germany: Definiens Imaging.
- Blaschke, T., Strobl, J., 2001. What's wrong with pixels? Some recent developments interfacing remote sensing and GIS. *GeoBIT/GIS* 6, 12-17.
- Bonham, C.D., Mergen, D.E., Montoya, S., 2004. Plant cover estimation: a contiguous Daubenmire frame. *Rangelands* 26(1), 17-22.
- Booth, D.T., Cox, S.E., Meikle, T.W., Fitzgerald, C., 2006a .The accuracy of ground-cover measurements. *Rangeland Ecology and Management* 59, 179-188.
- Booth, D.T., Cox, S.E., Berryman, R.D., 2006b. Point sampling digital imagery with "SamplePoint". *Environmental Monitoring and Assessment* 123, 97-108.
- Cohen, J., 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement* 20, pp. 37- 46.
- Daubenmire, RF., 1959. A canopy coverage method of vegetational analysis. *Northwest Sci* 35, 43-64.
- Hatton, TJ, West, N.E., Johnson PS., 1986. Relationships of the error associated with ocular estimation and actual total cover. *Journal range Management* 39, 91-92.
- Johnson, D.E., Louhaichi, M., Vulfson, M., 2003. VegMeasure: A C++ computer program for field measurement of vegetative cover. *ASPRS Proceedings*, 2003. Annual Conference: Technology: Converging at the Top of the World. Anchorage, Alaska
- Jones, E.R., Wishnie, M.H., Deago, J., Sautu, A., Cerezo, A., 2004. Facilitating natural regeneration in *Saccharum spontaneum* L. grasslands within the Panama Canal Watershed: effects of tree species and tree structure on vegetation recruitment patterns. *Forest Ecology and Management* 191, 171-183.
- Kennedy, K.A., Addison, PA., 1987. Some considerations for the use of visual estimates of plant cover in biomonitoring. *Journal of Ecology* 75, 151-57.
- Klime, L., 2003. Scale-dependent variation in visual estimates of grassland plant cover. *Journal of Vegetation of Science* 14, 815-21.
- Korb, J.E, Covington, W.W, Fulé P.Z., 2003. Sampling techniques influence understory plant trajectories after restoration: an example from ponderosa pine restoration. *Restoration Ecology* 11, 504-15.

- Laliberté, E., Norton, D.A., Tylianakis, J.M., Scott, D., 2010. Comparison of two sampling methods for quantifying changes in vegetation composition under rangeland development. *Rangeland Ecology & Management* 63(5), 537-545.
- Landis, J.R., Koch, G.G., 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33,159-174.
- Lee, J. E., Oliveira, R. S., Dawson, T.E., Fung, I., 2005. Root functioning modifies seasonal climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 10249, 17576-17581.
- Ludwig, J.A., Hindley, N., Barnett, G., 2003. Indicators for monitoring minesite rehabilitation: trends on waste-rock dumps, northern Australia. *Ecological Indicators* 33, 143-153.
- Luscier, J.D., Thompson, W.L., Wilson, J.M., Gorham, B.E., Dragut, L.D., 2006. Using digital photographs and object-based image analysis to estimate percent cover in vegetation plots. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4, 408-413.
- Mathieu, R., Freeman, C., Aryal, J., 2007. Mapping private gardens in urban areas using object-oriented techniques and very high-resolution satellite imagery. *Landscape and Urban Planning* 81, 179-192.
- Mesev, M.V., 2007. Use of ancillary data in object based classification of high resolution satellite data. *Urban Remote Sensing Joint Event, URS, Dept of Geography, Florida State University, Tallahassee, FL, United States*, pp. 1-10.
- Michelle, P., Mathieu, R., Mark, A., 2010. Spatial analysis of oblique photo-point images for quantifying spatio-temporal changes in plant communities. *Applied Vegetation Science* 13, 173-182.
- Paruelo, J.M., Lauenroth, W., Roset, P., 2000. Technical note: estimating aboveground plant biomass using a photographic technique. *Journal of range Management* 53, 190-193.
- Ruiz-Jaén, M.C., Aide, T.M., 2005. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management* 2181, 159-173.
- Silver, W.L., Kueppers, L.M., Lugo, A.E., Ostertag, R., Matzek, V., 2004. Carbon sequestration and plant community dynamics following reforestation of tropical pasture. *Ecological Applications* 14, 1115 pixel 1127.
- Seefeldt, S.S., Booth, D.T., 2006. Measuring plant cover in sagebrush steppe rangelands: a comparison of methods. *Environmental Management* 37(5), 703-711.
- Sun, X., Zhang, J., Liu, Z., 2005. A comparison of object-oriented and pixel-based classification approaches using QUICKBIRD imagery. *Chinese Academy of Surveying and Mapping* No16.
- Wang, J., Borsboom, A.C., Smith, G.C., 2004. Flora diversity of farm forestry plantations in southeast Queensland. *Ecological Management & Restoration* 5, 43-51.
- Vanamburg, L.K., Trlica, M.J., Hoffer, R.M., Weltz, M.A., 2006. Ground based digital imagery for grassland biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing* 27, 939-50.

Yates, C.J., Norton, D. A., Hobbs, R.J., 2000. Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south-western Australia: implications for restoration. *Austral Ecology* 251, 36-47.

Referencias web

LandFlux.org -Remote sensing of ecosystem-atmosphere: carbon, water and energy Exchange. Último acceso el 05 de diciembre de 2013: <http://www.landFlux.org/>

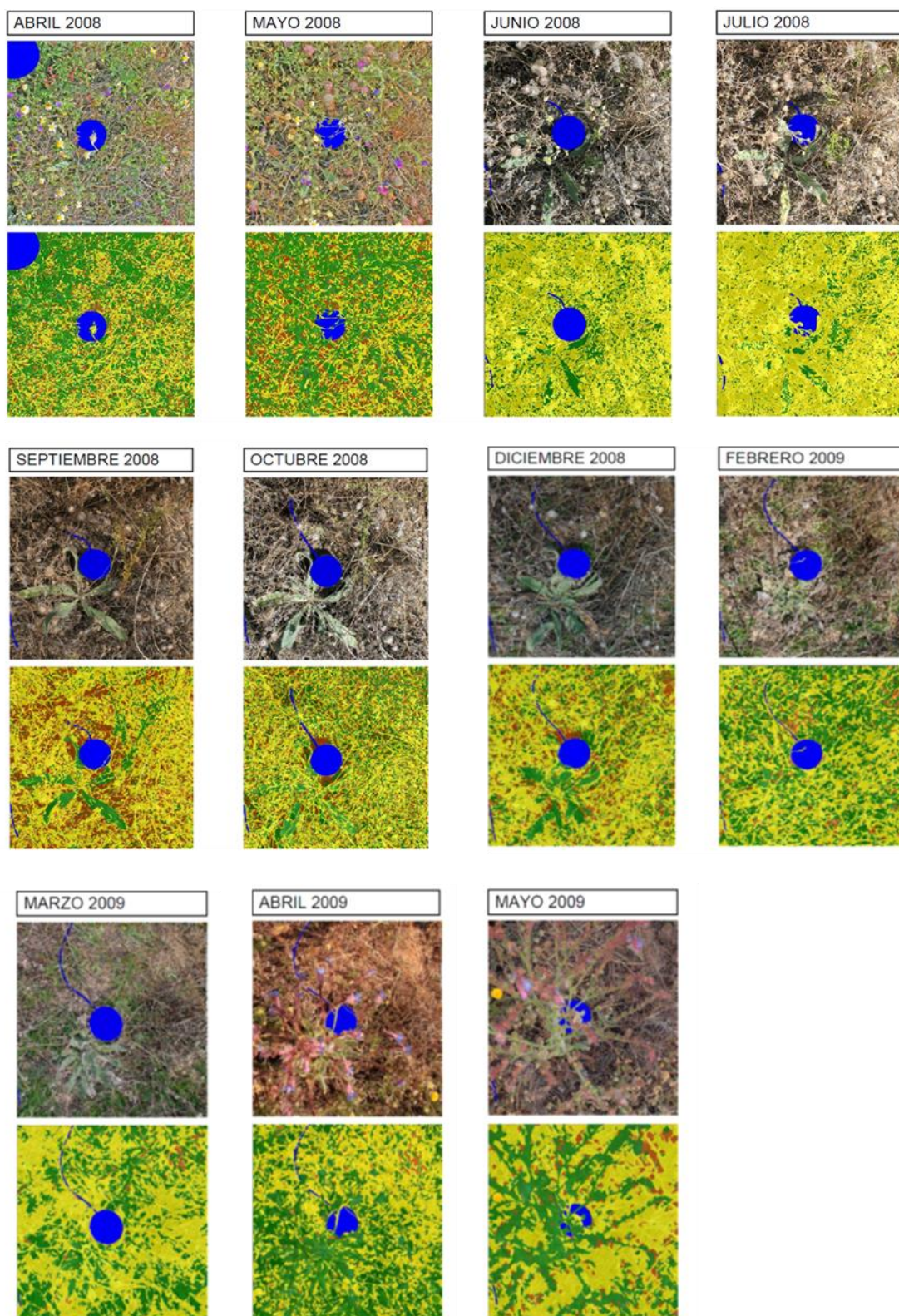
Anexo I. Series fotográficas de las 10 parcelas.

Fotografía digital en la zona superior

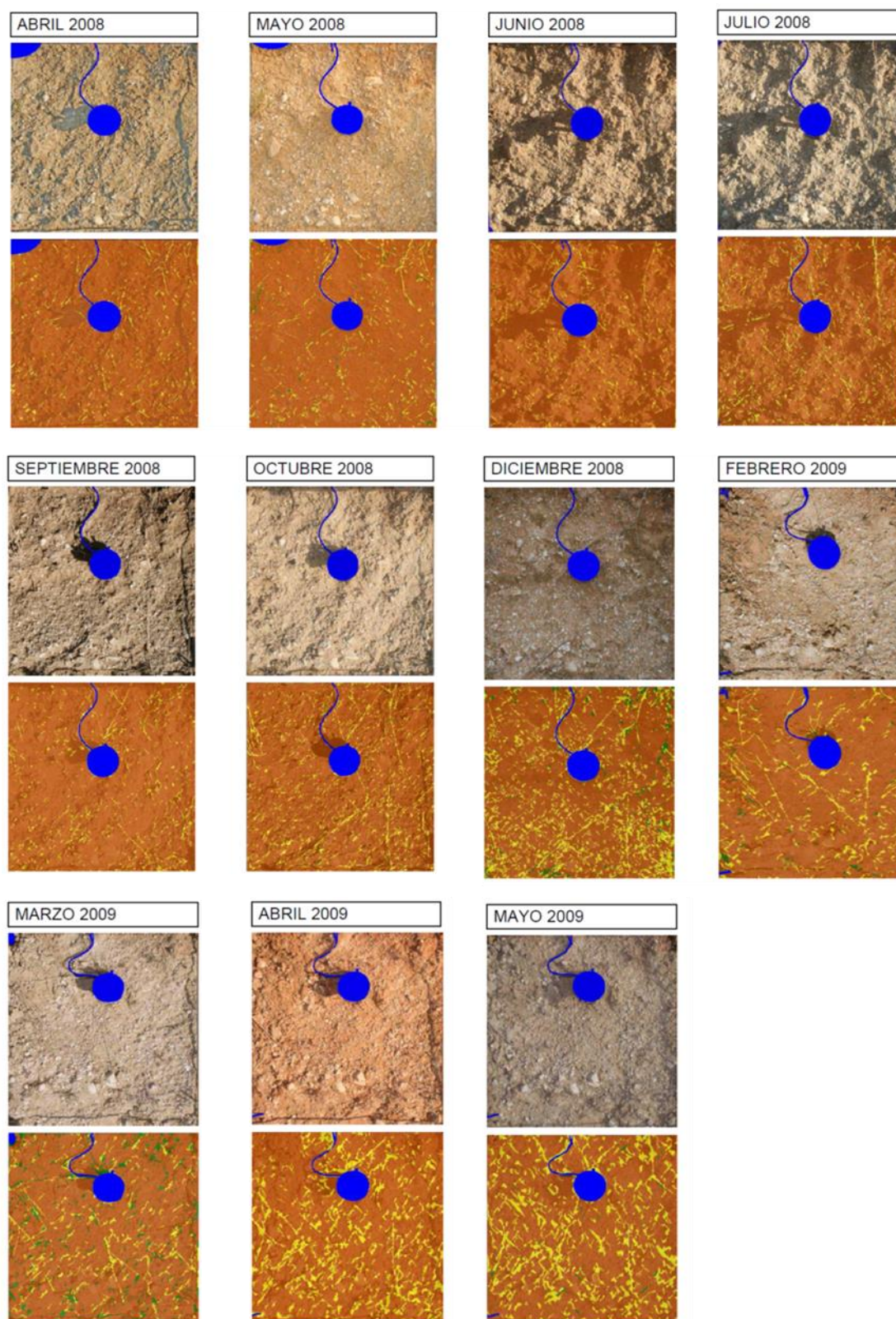
Fotografía clasificada con el *e-Cognition Developer* en la zona inferior

LEYENDA:  Vegetación  Hojarasca  Suelo desnudo  Sensores (Máscara)

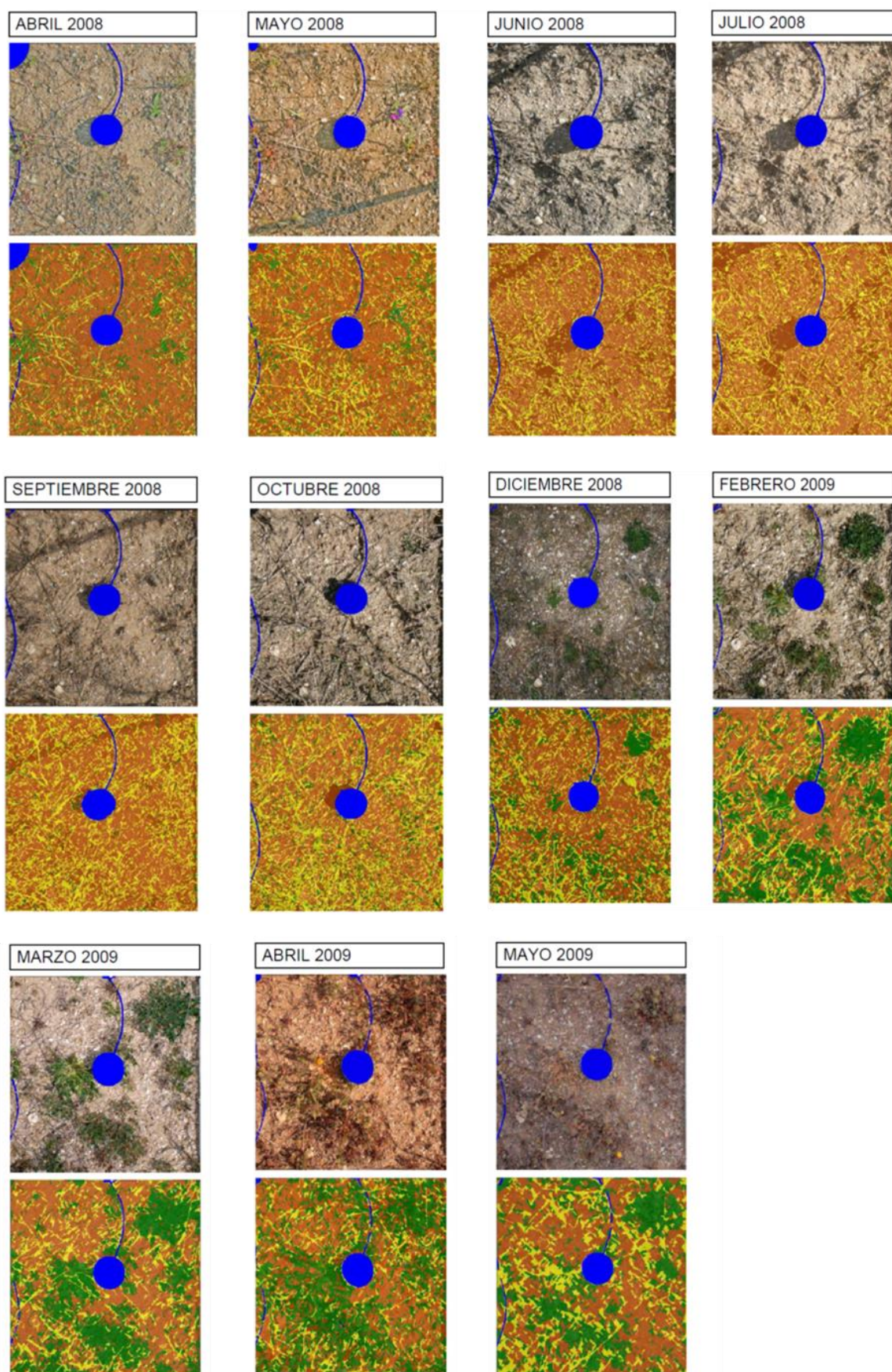
Parcela A1_100%



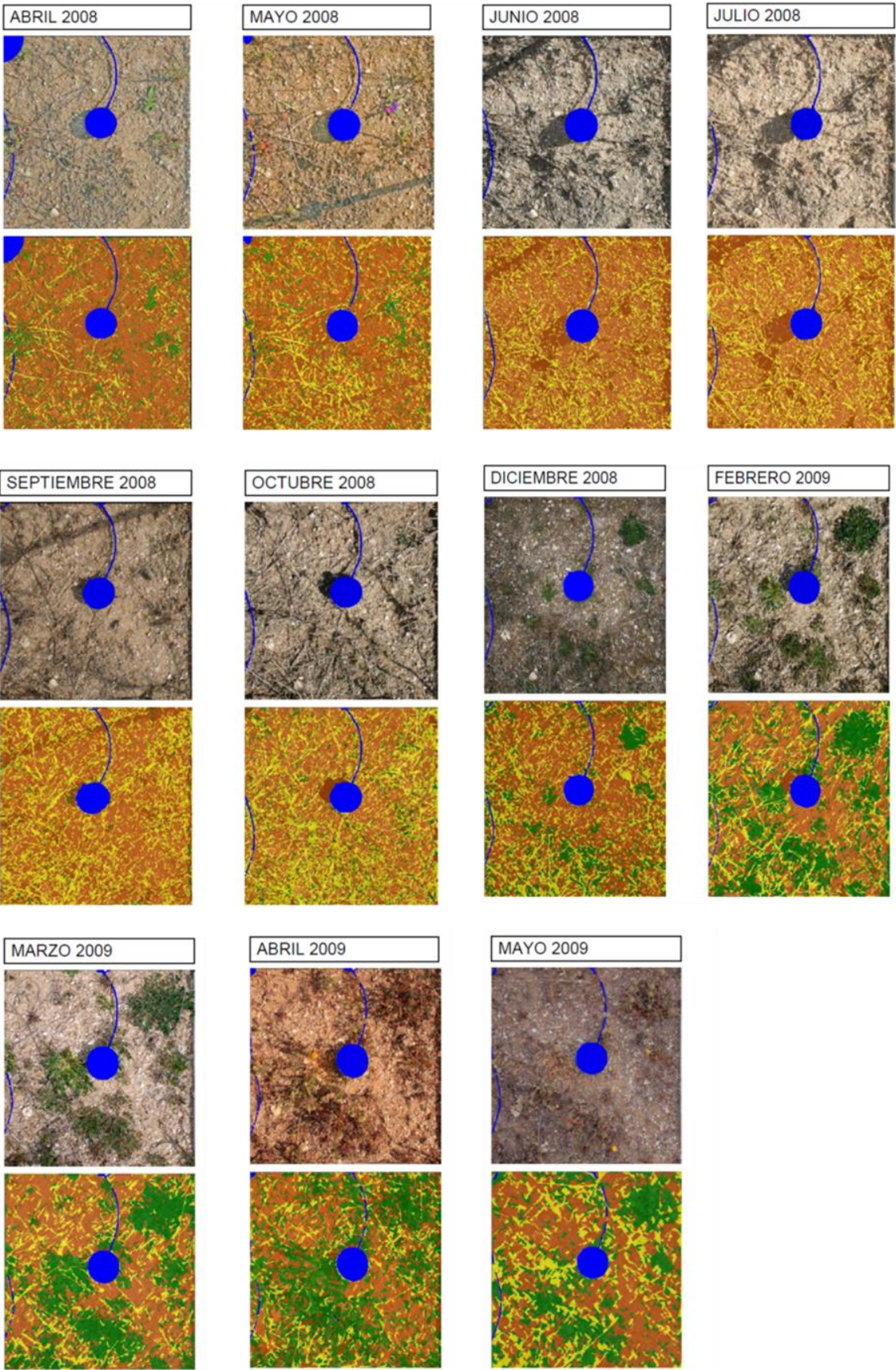
Parcela A2_0%



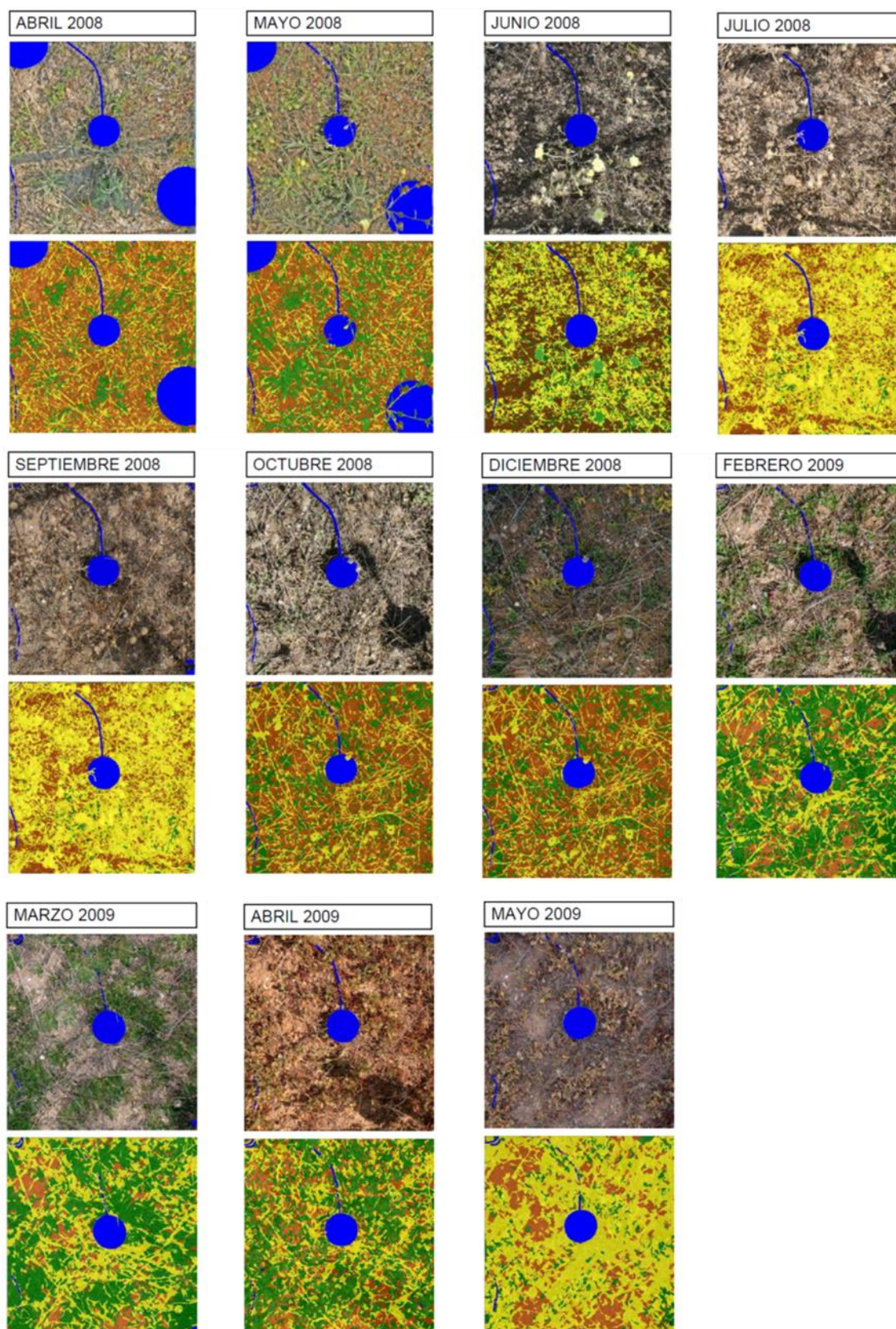
Parcela A3_85%



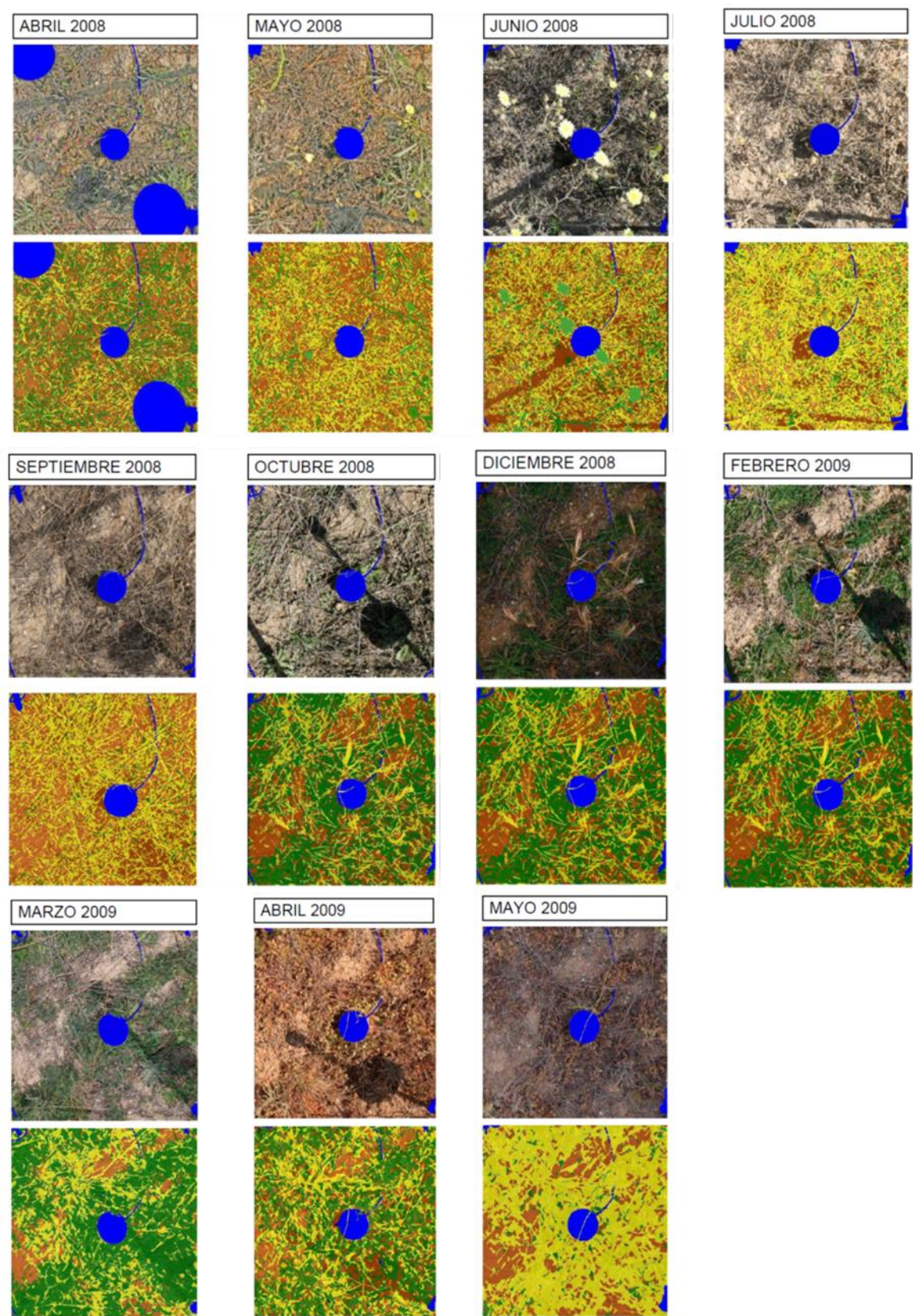
Parcela A4_15%



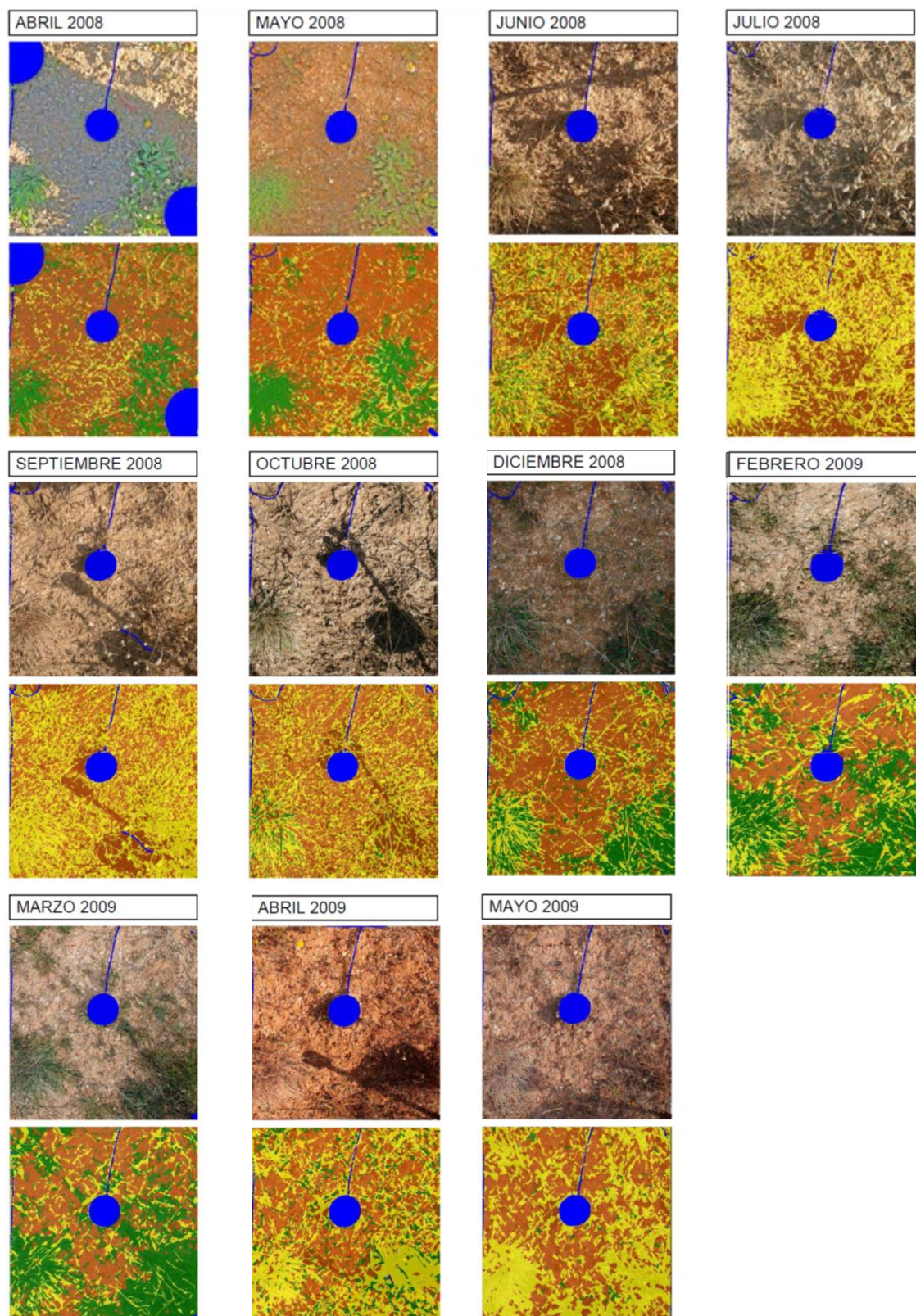
Parcela B1_50%



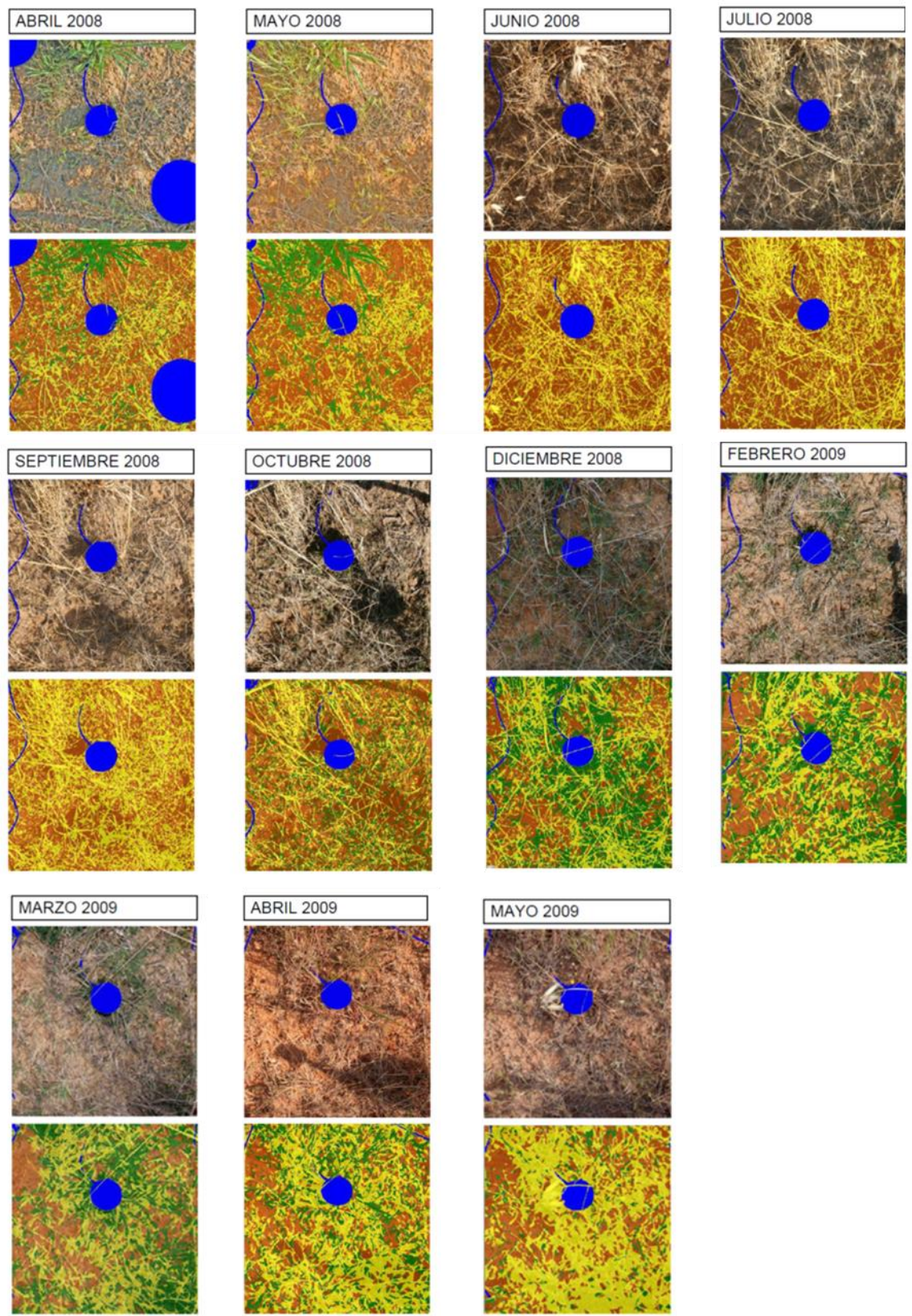
Parcela B2_70%



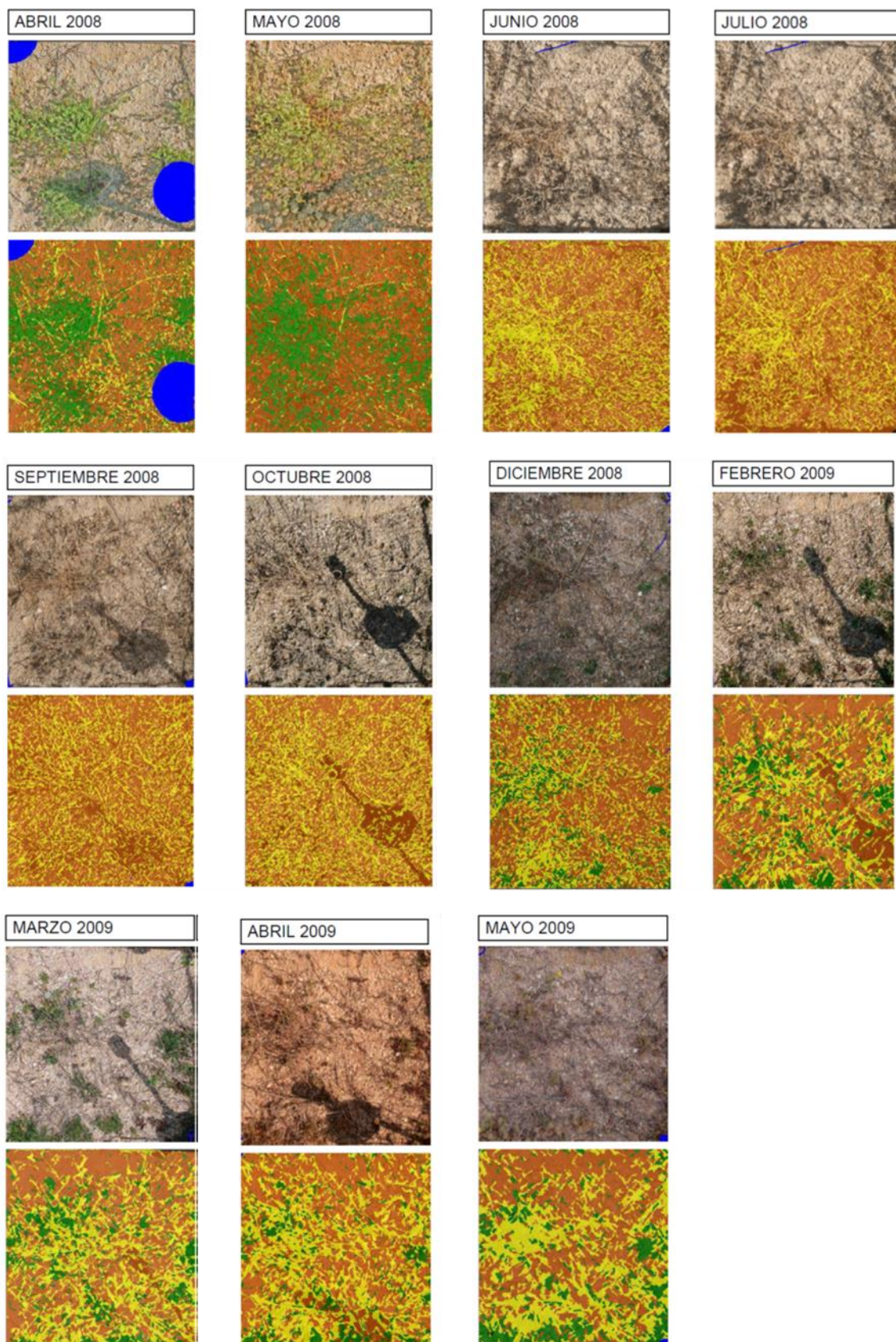
Parcela B3_30%



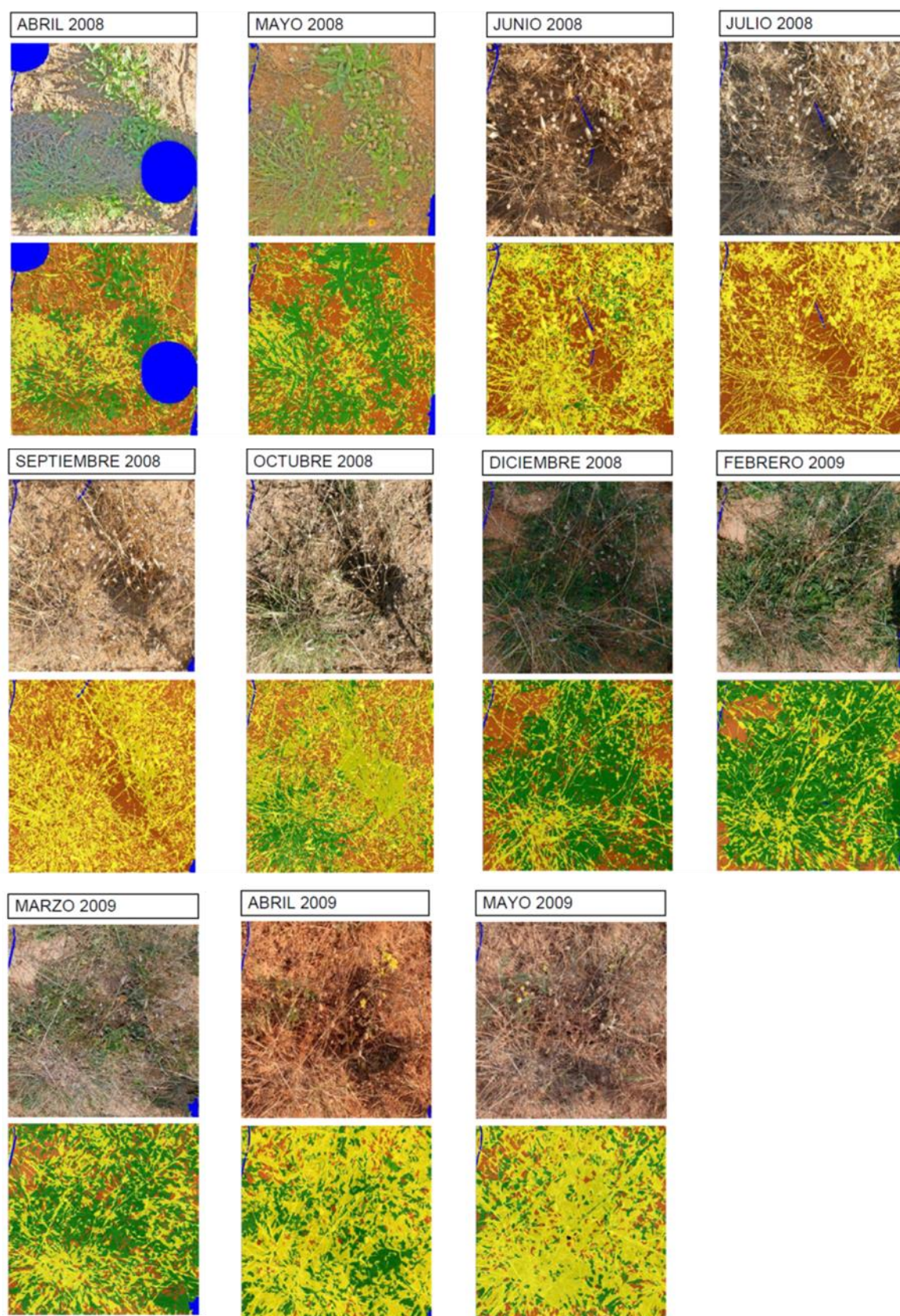
Parcela B4_50%



Parcela C1_30%

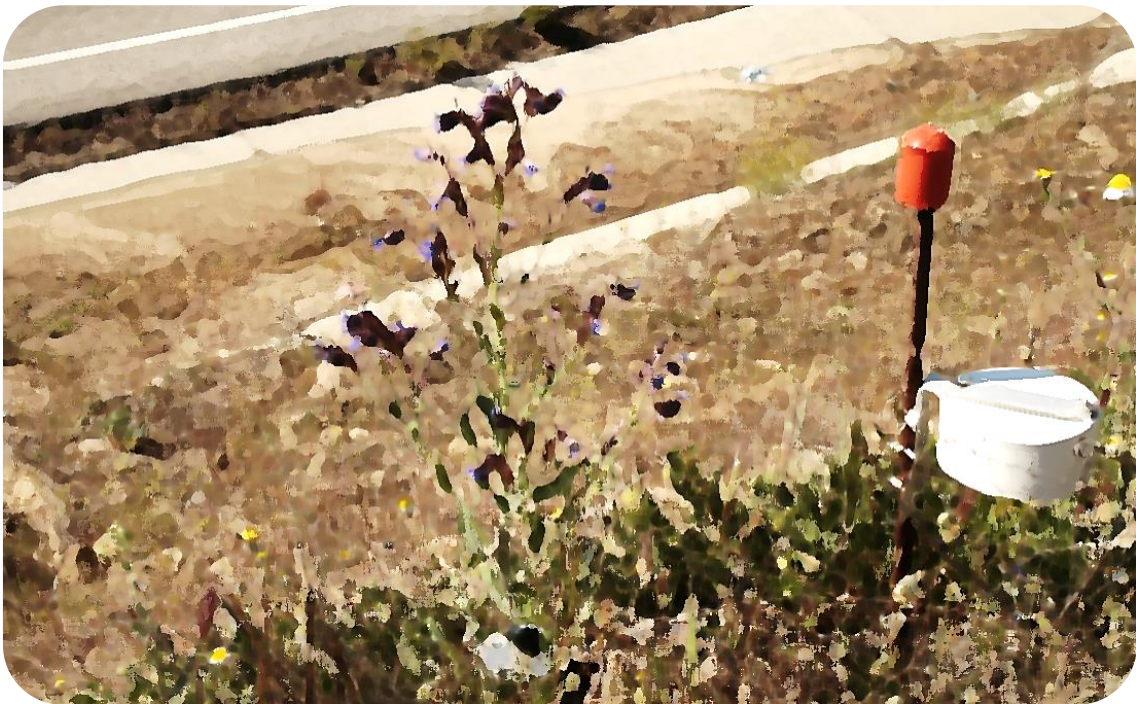


Parcela C2_70%



CAPÍTULO V

REGULACIÓN DE LAS CONDICIONES MICROCLIMÁTICAS EN TALUDES DE CARRETERA A TRAVÉS DE DIFERENTES TIPOS DE COBERTURA DEL TERRENO



Parcela con sensores microclimáticos, autopista M-12, Barajas, Madrid.

“Nothing so difficult as the beginning in poetry except perhaps the end”
Byron

Resumen

En ambientes mediterráneos donde las características climáticas tanto en invierno como en verano pueden ser extremas, la cobertura del terreno puede jugar un importante papel modulando las condiciones microclimáticas. En éste trabajo se ha analizado la influencia de un gradiente de cobertura del terreno (vegetación, hojarasca y suelo desnudo) sobre las condiciones microclimáticas en herbazales de taludes de carretera. Para este estudio se seleccionaron 10 parcelas con distinta cobertura vegetal inicial, localizadas en 2 desmontes de igual orientación y pendiente de la autopista que permite el acceso al aeropuerto de Barajas, Madrid, España. Se registraron cada 30 minutos durante dos años (entre marzo de 2008 y marzo de 2010) las siguientes variables: temperatura del suelo (TS), temperatura del aire (TA), contenido hídrico del suelo (VWC), humedad relativa (HR) y radiación fotosintéticamente activa (PAR). También se calculó la oscilación térmica del suelo y del aire (OTS y OTA, respectivamente) a partir de las temperaturas correspondientes. Los porcentajes de cobertura de vegetación, hojarasca y suelo desnudo se estimaron mensualmente mediante el análisis de fotografías digitales entre los meses de abril de 2008 y mayo de 2009. Se utilizaron distintas aproximaciones para abordar los objetivos del estudio. En primer lugar, con el fin de caracterizar la dinámica meteorológica en parcelas de distinta cobertura a lo largo del tiempo, se realizaron ajustes de serie temporales utilizando modelos ARIMA con los datos diarios. Dichos análisis muestran que las tendencias temporales de variación de la mayoría de los parámetros microclimáticos se vieron afectados por las diferentes coberturas, salvo en el caso de la TA y la OTA, en las que un único modelo describió su comportamiento, independientemente de las coberturas del terreno. En segundo lugar, para analizar los posibles efectos de las coberturas sobre las variables microclimáticas, se realizaron correlaciones mes a mes entre los parámetros microclimáticos y las diferentes coberturas. Dado que el efecto de la cobertura vegetal sobre las variables microclimáticas mostró un comportamiento diferencial entre el día y la noche, los análisis de correlación se realizaron por separado para el periodo diurno y nocturno. Las correlaciones indican que las coberturas afectaron en mayor medida a las variables relacionadas con la temperatura del suelo y del aire, que a las variables relacionadas con la disponibilidad de agua del sistema. La hojarasca tuvo un efecto amortiguador sobre la TS, disminuyéndola durante en día pero conservándola durante la noche. Una mayor cobertura de vegetación y de

hojarasca provocaron también una disminución de la TA, una disminución de la OTS y un aumento de la OTA, durante el periodo diurno y nocturno. Por último, se buscaron modelos de síntesis para identificar qué conjunto de variables de cobertura explicaban mejor el comportamiento microclimático, encontrándose en la mayoría de los casos patrones muy dependientes de la estación del año y respuestas no lineales para las distintas coberturas del terreno. Las interacciones físicas y biológicas entre las coberturas del terreno y el microclima son complejas, variables a lo largo de las estaciones y dependientes de las condiciones climáticas regionales. No obstante, nuestros resultados muestran que los distintos porcentajes de cobertura de vegetación, hojarasca y suelo desnudo afectan a las variables microclimáticas, sobre todo a aquellas relativas a la temperatura, especialmente durante la estaciones de otoño e invierno, periodo durante el que se detectó el mayor desarrollo de la vegetación herbácea en los taludes carretera para este estudio.

Palabras clave: árboles de decisión, contenido hídrico del suelo, escalas temporales, humedad relativa del aire, modelos ARIMA, oscilación térmica del aire y del suelo, radiación fotosintéticamente activa, temperatura del aire, temperatura del suelo.

Introducción

En ambientes de clima extremo, como los mediterráneos, la cobertura de vegetación y hojarasca pueden mejorar las condiciones microclimáticas, proporcionando un hábitat más favorable para el reclutamiento, establecimiento y productividad de otras plantas que crecen bajo su influencia (Padilla y Pugnaire, 2006). Particularmente, en los taludes de carretera, se ha descrito que el desarrollo de la cobertura vegetal está condicionado principalmente por factores edáficos, topográficos y de disponibilidad hídrica, que interaccionan entre sí de forma compleja y poco conocida (García-Fayos et al., 2000; Tormo et al., 2009; Jiménez et al., 2011). Sin embargo, otras variables de carácter microclimático (temperatura del suelo y del aire, humedad relativa y radiación) han recibido escasa atención en los entornos afectados por la construcción de carreteras (Haan et al., 2012), a pesar de que por un lado, afectan al establecimiento, supervivencia y productividad de las plantas, por otro, determinan las relaciones de facilitación o competencia (Maestre et al., 2003), y en último término, afectan a la composición de especies. Además, los condicionantes microclimáticos modulan procesos ecológicos claves para el funcionamiento de los ecosistemas como la descomposición de la hojarasca

o el reciclado de nutrientes (Broszofske et al., 1997). Estos procesos que forman parte de los denominados servicios ecosistémicos (MEA, 2005), y su mantenimiento y/o restitución debería ser una prioridad en los proyectos de restauración ecológica (Aronson y Clewell, 2013).

La mayoría de los estudios utilizan variables climáticas recogidas por las estaciones meteorológicas, cuyos sensores de medición estandarizada se localizan a 1.5-2 m de la superficie del suelo. No obstante, recientes estudios han insistido en la importancia de utilizar variables microclimáticas para la caracterización de procesos ecológicos ligados al suelo, ya que las diferencias de medidas entre los sensores microclimáticos y las estaciones meteorológicas no son desdeñables (Graae et al., 2011; Suggitt et al., 2011). Por ejemplo, la radiación afecta en mayor medida a la temperatura de la superficie del suelo que a la temperatura del aire (Armbruster et al., 2007; Bennie et al., 2008; Graae et al., 2009). Además, la temperatura del suelo desnudo puede estar desacoplada de la temperatura del aire debido a las variaciones en el color y a la capacidad de retención de humedad del suelo (Körner, 2003; Scherrer y Körner, 2010; Dobrowski, 2011).

El porcentaje de cobertura de la vegetación, las especies de plantas que componen la comunidad, la densidad y procedencia de la hojarasca así como, el tipo de suelo y las características del paisaje circundante son fuente de variabilidad microclimática (Stoutjesdijk y Barkman, 1992). Por su parte, la cobertura vegetal puede modificar el microclima disminuyendo la temperatura del suelo mediante el sombreado, funcionando como una cubierta aislante para el suelo (Cavieres et al., 2007, Körner, 2007) o bien, mediante la evotranspiración de las plantas que provoca un aumento de la humedad relativa del aire (Lee et al., 2005). Además, la presencia de plantas puede incrementar el contenido hídrico del suelo por medio de la redistribución hidráulica que tiene lugar en la interfaz planta-suelo (Prieto et al., 2012), o por el contrario, puede disminuir el agua disponible debido a situaciones de competencia hídrica entre especies (Benayas et al., 2002; Alcántara et al., 2011). La hojarasca también puede desempeñar una función importante en la regulación de la calidad del nicho de reclutamiento y de la estructura de las comunidades, con efectos negativos o positivos sobre la vegetación (Xiong y Nilson, 1999). Por un lado, la acumulación excesiva de hojarasca puede tener efectos negativos en la germinación y establecimiento de algunas plantas, provocando una disminución de la riqueza (Wardle et al., 1997). Por otro lado, la presencia de hojarasca se relaciona con una mayor emergencia de plántulas debido a una mejora en las condiciones

microclimáticas (Eckstein y Donath, 2005). Igualmente, la hojarasca aporta rugosidad a la superficie, reteniendo las semillas y la humedad necesaria para su germinación (Cornett et al., 1998; Jumpponen et al.; 1999; Elmarsdottir et al., 2003). Por ejemplo, se ha demostrado que aplicando “*mulches*” (capas de materiales orgánicos o no) sobre el suelo, se puede disminuir la erosión, mejorar las condiciones microclimáticas o reducir la pérdida de agua por evaporación (Brofas y Varelides, 2000). Por lo tanto, el mantenimiento de cierta cobertura ya sea natural (vegetación u hojarasca) o artificial (*mulch*) puede afectar a las condiciones microclimáticas en los taludes de carretera, pudiendo crear así, un nicho más favorable para el desarrollo de la vegetación. Sin embargo, las relaciones entre las coberturas del terreno y el microclima son aún poco conocidas en los taludes de carretera, por lo que resulta de gran interés disponer de estudios que contribuyan a relacionar el éxito de las medidas de revegetación con los condicionantes microclimáticos.

Por todo ello, el objetivo general de este estudio fue analizar los efectos de las coberturas de vegetación, hojarasca y suelo desnudo sobre las condiciones microclimáticas en taludes de carretera de ambientes mediterráneos a diferentes escalas temporales. En concreto, se abordaron las siguientes preguntas: 1) ¿Difiere la dinámica microclimática entre parcelas con distinta cobertura? Esta pregunta se abordó teniendo en cuenta distintas escalas temporales (diaria y mensual) y diferentes aproximaciones metodológicas; 2) ¿Existen relaciones entre las variables de cobertura del terreno y los parámetros microclimáticos? Para esta pregunta se consideró la importancia relativa de dichas relaciones a lo largo de los meses del año; 3) ¿Cuál es el comportamiento de las variables microclimáticas incorporando conjuntamente todas las coberturas en modelos de síntesis? Para este análisis se utilizaron los datos mensuales agrupados por estaciones del año.

Material y métodos

Diseño experimental

La zona de estudio se localiza en la Comunidad de Madrid, España (40° 29’N, 03° 34’W), a 12 Km del centro de la ciudad de Madrid. Se establecieron 10 parcelas en dos taludes de la autopista M-12, inaugurada al tráfico en 2005, la cual da acceso a la terminal T4 del Aeropuerto de Barajas. Las parcelas de este estudio son las mismas que para el capítulo IV de la presente tesis. Se seleccionaron taludes de tipo desmonte con una

orientación sur, por presentar condiciones de mayor estrés ambiental para el establecimiento y desarrollo de las comunidades vegetales (Bochet y Gracia-Fayos, 2004).

El clima regional es de tipo Mediterráneo continental con inviernos fríos y veranos secos. La temperatura media anual para el periodo de estudio (marzo de 2008-marzo 2010) fue de 14.9 °C y la precipitación total anual media fue de 311.3 mm (datos de la estación meteorológica de Barajas, AEMET). El sustrato de los desmontes es pobre en nutrientes, con una textura predominante arenosa (Jiménez et al., 2011). El paisaje circundante lo constituyen un mosaico de tierras de cultivo abandonadas, praderas dominadas por especies terófitas como *Avena sterilis* L., *Bromus madritensis* L. y *Hordeum murinum* L. y parches de retamas (*Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss.) y ejemplares aislados de encinas (*Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp.).

En los dos desmontes se establecieron un total de 10 parcelas de muestreo (5 por desmonte) de 0.5 m de lado. Todas las parcelas se situaron a una distancia fija de 4 m respecto a la cabecera del talud y a otros 4 m de distancia entre unas parcelas y otras. Las 10 parcelas fueron seleccionadas de acuerdo con un muestreo estratificado, recogiendo una muestra representativa de un gradiente de coberturas de vegetación (de 0 al 100%). La cobertura inicial de las parcelas fue estimada de forma visual por el mismo investigador en marzo de 2008.

Muestreo de coberturas

El muestro de coberturas se llevó a cabo mediante la realización de fotografías digitales, entre abril de 2008 y mayo de 2009 con una periodicidad aproximadamente mensual, realizándose un total de 110 fotografías. En el capítulo IV se detalla la metodología desarrollada para la obtención del porcentaje de cobertura de vegetación, hojarasca y suelo desnudo por medio del análisis de imágenes digitales basado en el objeto. Se realizaron fotos en los meses de abril a julio, de septiembre a octubre y en diciembre de 2008 y en los meses de febrero a mayo de 2009. Para disponer de la serie completa se realizó una interpolación lineal de las coberturas para los meses que no se obtuvieron fotografías (Anexo I).

Muestreo de variables microclimáticas

En las mismas parcelas experimentales se midieron las siguientes variables microclimáticas: la temperatura del suelo ($^{\circ}\text{C}$, TS); temperatura del aire ($^{\circ}\text{C}$, TA); el contenido hídrico volumétrico del suelo (v:v. VWC: *volumetric water content*); la humedad relativa del aire ($\%$, HR) y la radiación fotosintéticamente activa ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$; PAR: *photosynthetically active radiation*). A partir de los valores de temperatura se calcularon la oscilación térmica (diferencia de temperatura entre el valor máximo y mínimo registrado en un día) para el suelo (OTS) y para el aire (OTA).

A los dispositivos registradores tipo Hobo® U12 se conectaron los sensores de temperatura del suelo (TMC20-HD) y de contenido hídrico volumétrico (ECH₂O EC-10), enterrados a 5 cm por debajo de la superficie y, los sensores PAR (S-LIA-M003) encargados de medir la luz fotosintéticamente activa, que fueron colocados sobre la superficie en el centro de las parcelas, todos ellos con la misma inclinación para evitar variaciones ligadas con diferencias de pendiente. Con sensores HOBO® Serie H8 (T/RH H8) instalados a 15 cm sobre la superficie se midieron la temperatura del aire y la humedad relativa. Todos los instrumentos necesarios para las medidas microclimáticas se adquirieron en Onset Computer Corp., MA, EE.UU. Cada uno de los sensores registró datos con una frecuencia de 30 minutos durante el periodo comprendido entre el 13 marzo de 2008 y el 17 de marzo del 2010.

Para la instalación de los sensores se seleccionaron tres tipos de parcelas (A, B y C), considerando la cobertura de vegetación estimada visualmente en el momento de instalación de los sensores microclimáticos. A las parcelas más homogéneas en cuanto a la cobertura (0%, 15%, 85% y del 100% de cobertura) se las nombró con la letra A. Con la letra B se denominaron a las parcelas con coberturas entre el 50 y 70% y con la letra C, a las parcelas con 30% de cobertura. Se instaló un sensor para cada una de las 5 variables (TS, TA, VWC, HR y PAR) en las parcelas A y B, y en las parcelas C se instalaron 4 tipos de sensores (TS, TA, VWC y HR), excluyendo los sensores PAR.

Análisis de datos

Se recogieron 35 244 datos por variable microclimática y parcela durante el periodo de estudio. Los datos fuera de rango se consideraron valores perdidos.

Los datos microclimáticos se analizaron mediante tres aproximaciones. Primero, se usaron modelos ARIMA con el fin de comparar el patrón temporal de las variables microclimáticas en parcelas con distinta cobertura inicial, utilizando valores medios diarios. Posteriormente, se llevaron a cabo análisis de correlaciones con el fin de encontrar posibles relaciones entre las variables de cobertura y las variables microclimáticas. Por último, se usaron árboles de decisión para identificar qué variable/s (tipo de cobertura, estación y año) fueron las más importantes para predecir el comportamiento de diferentes variables microclimáticas. Para estas dos últimas aproximaciones se usaron las medias mensuales.

El comportamiento de las variables microclimáticas en cada una de las parcelas con distinto grado de cobertura inicial se realizó mediante modelos ARIMA (Box y Jenkins, 1970). El ajuste de las series temporales univariantes se realizó con la media diaria (promediando datos de día y de noche) de las variables microclimáticas para el periodo comprendido entre marzo de 2008 y marzo de 2010. Se utilizó la media diaria para eliminar la periodicidad debida a las horas del día, manteniendo la variación anual y reduciendo el número de observaciones a 735. La estima de los valores perdidos se realizó con el procedimiento de imputación multivariante. Cada serie temporal se ajustó a un modelo ARIMA (p, d, q), donde p y q indican el orden del polinomio autorregresivo estacionario (AR) y de medias móviles invertible (MA), y d el orden de integración de la serie (I), es decir, el número de diferencias que hay que tomar a la serie para que sea estacionaria. En nuestro caso concreto, para describir el patrón lo largo del año, se realizó una diferenciación d de 365, para posteriormente ajustar las series a modelos ARIMA. En el Anexo II se detalla el proceso para ajustar una de las series temporales, tomando como ejemplo una variable para una de las parcelas. Para este estudio se estableció que cuando una variable microclimática dada se ajusta a distintos modelos para el conjunto de las parcelas, el patrón temporal es más dependiente de la cobertura de la parcela. Si por el contrario, para una variable microclimática dada, todas las parcelas se ajustan al mismo modelo ARIMA, se asumirá entonces que el comportamiento de dicha variable microclimática se ve menos alterado por el valor de cobertura. Para diagnosticar si los modelos eran significativamente diferentes se consideró tanto el número de parámetros del modelo ajustado como el valor del estimador y el error estándar asociado.

Estos análisis se realizaron con el paquete estadístico SAS/STAT®.

Las relaciones entre coberturas y microclima se analizaron con correlaciones por rangos de Spearman. Los datos utilizados fueron el porcentaje de las coberturas mensuales (vegetación, hojarasca y suelo desnudo) y las medias mensuales diurnas (media mensual con las horas de luz) y nocturnas (media mensual con las horas de oscuridad) para las 7 variables microclimáticas, con los datos de los 14 meses (abril de 2008 y mayo de 2009) durante los que se realizaron las fotografías digitales de las parcelas. Se usaron correlaciones de Spearman por ser un análisis no paramétrico, menos sensible a un bajo número de observaciones que las correlaciones de Pearson y además, porque no fuerza la búsqueda de relaciones lineales (Zar, 1972; Bolboaca y Jäntschi, 2006). Para estos análisis no se consideraron los valores fuera de rango o valores perdidos. Se plantearon hipótesis de acuerdo con la bibliografía para cada una de las variables microclimáticas teniendo en cuenta el tipo de cobertura del terreno, y aplicando el test de una o dos colas en función de la hipótesis inicial (Tabla 1).

Estos análisis se realizaron con el paquete estadístico STATISTICA 7.1 (StatSoft, Inc., Tulsa, OK, USA).

Por último, se utilizaron los árboles de decisión (*CHAID Decision Tree*) para analizar qué conjunto de variables de cobertura explicaban mejor los parámetros microclimáticos considerando cada estación del año. El método de crecimiento del árbol utilizado fue CHAID exhaustivo, que realiza la detección automática de interacciones mediante Chi-cuadrado (Biggs et al., 1991). Se seleccionó este análisis por su flexibilidad para analizar datos complejos, ya que permite examinar todas las divisiones posibles para cada predictor y tratar todas las variables por igual, independientemente del tipo (categóricas, numéricas o número de categorías), y además permite asegurar la robustez del análisis en condiciones de falta de independencia tanto temporal como espacial (De'ath y Fabricius, 2000). Considerando la naturaleza y el número de datos se estableció el valor de significación para la división de nodos y posterior fusión de categorías en $p < 0.1$ (Karmarkar et al., 2009). El número mínimo de casos para el nodo filial y parental fueron 15 y 5, respectivamente. Las variables dependientes fueron cada una de las variables microclimáticas y las independientes fueron las coberturas del terreno, la estación y el año.

Para realizar los árboles de decisión se utilizó el paquete estadístico SPSS 17.0 (SPSS Inc., Chicago, IL, USA).

Tabla 1. Hipótesis iniciales para cada una de las variables microclimáticas. En cada caso se indica el signo esperado de la correlación de Spearman durante el día (D) o durante la noche (N) y el tipo de test aplicado (de una cola o de dos colas).

Variable microclimática	Cobertura	Diurna	Nocturna	Test	Causas	Autor
TS	Vegetación	-	+	Una cola	D: Efecto sombreo/albedo N: Efecto aislante	Wan et al., 2002; Padilla y Pugnaire, 2006 Yates et al., 2000
	Hojarasca	-	+	Una cola	D: Efecto sombreo/albedo N: Efecto aislante	Eckstein y Donath, 2005
	Suelo desnudo	+	-	Una cola	D: Efecto albedo (radiación electromagnética) N: Rápida emisión de la radiación calorífica	Wan et al., 2002
TA	Vegetación	-	-	Una cola	D: Efecto albedo (radiación electromagnética) N: Efecto aislante	Tracol et al., 2010; Padilla y Pugnaire, 2006
	Hojarasca	-	-	Una cola	D: Efecto albedo (radiación electromagnética) N: Efecto aislante	Fowler, 1986; Xiong et al., 2003
	Suelo desnudo	+	+	Una cola	D: Efecto albedo (radiación electromagnética) N: Rápida emisión de la radiación calorífica	Tracol et al., 2010; Padilla y Pugnaire, 2006
OTS	Vegetación	-	-	Una cola	D: Efecto sombreo N: Efecto aislante	Collatz et al., 2000
	Hojarasca	-	-	Una cola	D: Efecto sombreo N: Efecto aislante	Facelli y Pickett, 1991 Sayer, 2006
	Suelo desnudo	+	+	Una cola	D: Efecto albedo (radiación electromagnética) N: Rápida emisión de la radiación calorífica	Yates et al., 2000
OTA	Vegetación	+	+	Una cola	D: Disipación de calor al aire N: Menor calentamiento del suelo, aumento de la radiación de larga longitud de onda	Gu et al., 2007 Zou et al., 2007
	Hojarasca	+	+	Una cola	D: Disipación de calor N: Menor calentamiento del suelo, aumento de la radiación de larga longitud de onda	Gu et al., 2007 Zou et al., 2007
	Suelo desnudo	-	-	Una cola	D: Reflexión de la radiación solar, flujo de calor N: Transferencia de calor del suelo al aire	Stoutjesdijk y Barkman, 1992 Feddemma et al., 2005
VWC	Vegetación	?	+/-/neutro	Dos colas	D: Redistribución hidráulica (+) D/N: Evaporación (-) D/N: Consumo/competencia de agua (-)	Prieto et al., 2012 Moran et al., 1994 Benayas et al., 2002
	Hojarasca	?	+/-/neutro	Dos colas	D/N: Evaporación (-) D/N: Retiene agua de lluvia (+)	Facelli y Pickett, 1991 Sayer, 2006
	Suelo desnudo	?	+/-/neutro	Dos colas	D/N: Evaporación (+) y no consumo (+)	Eckstein y Donath, 2005
HR	Vegetación	?	+/-/neutro	Dos colas	D/N: Evaporación (-) y transpiración (+)	Lee et al., 2005
	Hojarasca	?	+/-/neutro	Dos colas	D/N: Evaporación (-)	Tracol et al., 2010
	Suelo desnudo	?	+/-/neutro	Dos colas	D/N: Evaporación (+)	Dalhgren y Driscoll, 1994. Stoutjesdijk y Barkman, 1992
PAR	Vegetación	-	x	Una cola	D: Efecto sombreo	Forseth et al., 2001; Padilla y Pugnaire, 2006
	Hojarasca	-	x	Una cola	D: Efecto sombreo	Facelli y Pickett, 1991
	Suelo desnudo	+	x	Una cola	D: Radiación solar directa	Stoutjesdijk y Barkman, 1992

Resultados

Dinámica mensual de las coberturas y de las variables climáticas

Se observó un marcado patrón estacional en la dinámica de las coberturas del terreno (Figura 1). Durante la primavera (2008 y 2009) y el verano (2008), la cobertura de vegetación mostró una tendencia decreciente, alcanzando valores mínimos en agosto que coincidieron con las máximas temperaturas y la ausencia de precipitaciones (Figura 2 y 3). A partir de septiembre, con la llegada de las primeras lluvias y la caída de las temperaturas, la cobertura fue en aumento hasta alcanzar su máximo desarrollo en febrero coincidiendo con el final del invierno. La cobertura de hojarasca presentó el patrón opuesto a la cobertura de vegetación. Por ejemplo, de mayo-junio y junio-julio de 2008 la hojarasca aumentó entre un 38 % y un 28 %, y la cobertura de vegetación disminuyó entre un 39 % y 135 %, respectivamente. Para el porcentaje de suelo desnudo, se observó una tendencia general de disminución de la cobertura (en conjunto del 42 %) durante el periodo de estudio, debida la progresiva colonización vegetal.

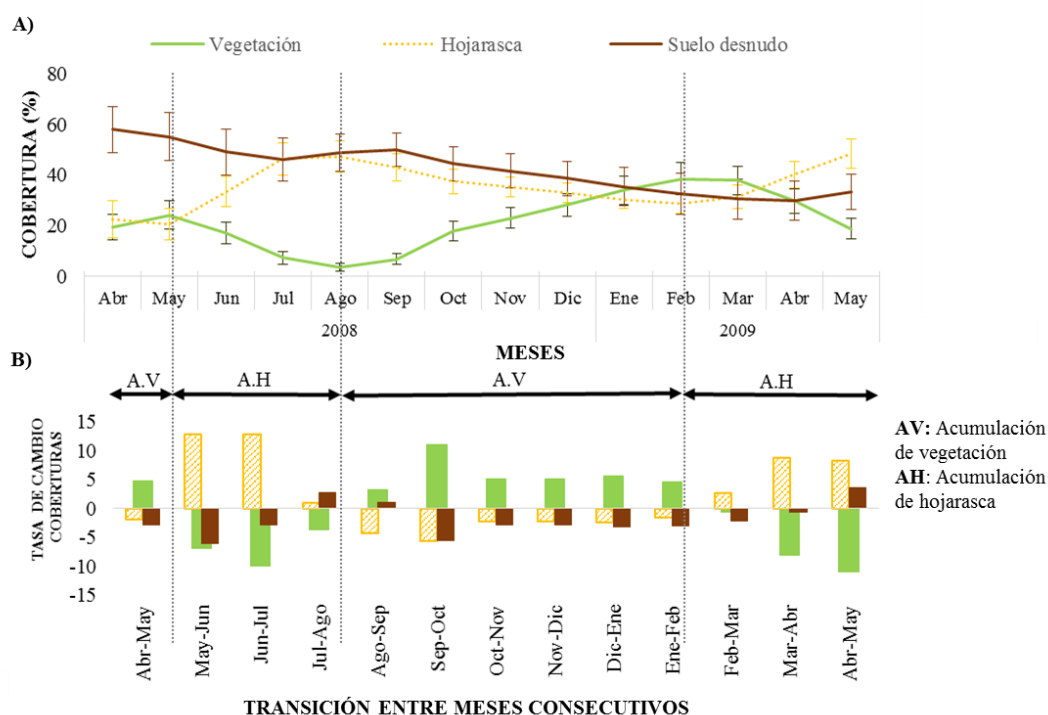


Figura 1. A) Dinámica temporal del porcentaje de las coberturas de vegetación, hojarasca y suelo desnudo. Se representan las medias para todas las parcelas y el error estándar (barras). **B)** Tasa de cambio de las coberturas entre dos meses consecutivos ($T_2 - T_1$) para las tres categorías de coberturas. Los valores positivos representan un aumento de la cobertura y los negativos una disminución. Las líneas verticales que cruzan las dos gráficas, separan periodos del año con distinto tipo de acumulación de coberturas.

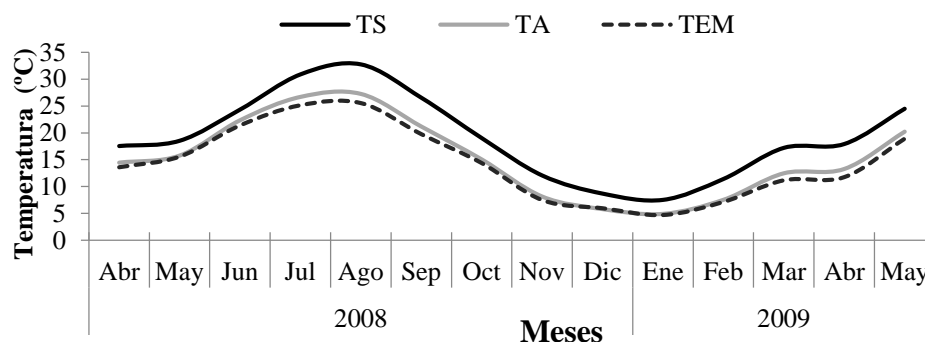


Figura 2. Media mensual de la temperatura del suelo (TS), de la temperatura del aire (TA) y de la temperatura registrada por la estación meteorológica de Barajas (TEM).

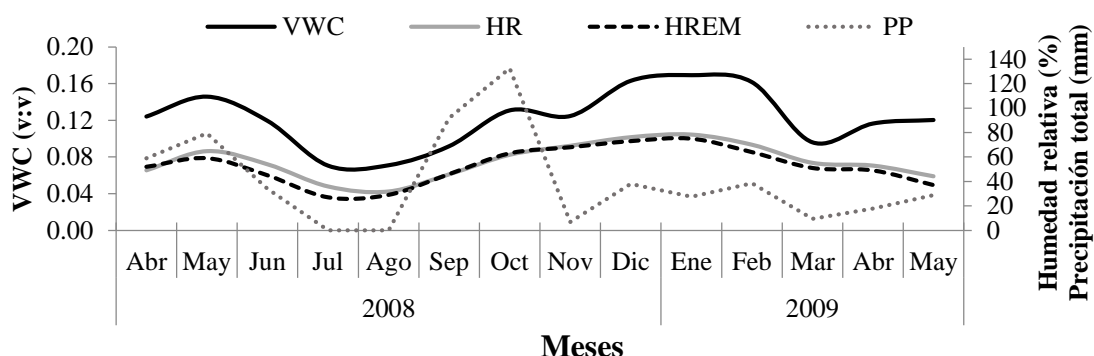


Figura 3. Media mensual del contenido hídrico volumétrico (VWC), de la humedad relativa del aire (HR) en las parcelas de muestreo, y de la humedad relativa (HREM) y de la precipitación (PP) registradas por la estación meteorológica de Barajas.

Comportamiento microclimático diario: Modelos ARIMA

Las series temporales ajustadas para las variables microclimáticas TA y OTA tuvieron un comportamiento homogéneo entre parcelas con distintas coberturas. La dinámica de dichas variables se ajustó a un solo modelo en todas las parcelas para el conjunto de todos los datos registrados durante los 2 años de estudio. Por el contrario, para el resto de variables se ajustaron varios modelos ARIMA. Concretamente, para las variables TS, OTS, VWC, HR y PAR se ajustaron 4, 2, 7, 3 y 3 modelos respectivamente. Estos resultados indican diferencias entre parcelas, pero no se detectaron patrones microclimáticos comunes para parcelas con igual cobertura inicial (Tabla 2).

Tabla 2. Modelos ajustados a las series temporales para la media diaria de las variables microclimáticas de las 10 parcelas. Las letras representan los modelos ARIMA que difieren significativamente entre parcelas.

Parcela	Modelos ARIMA ajustados						
	TS	TA	VWC	HR	PAR	OTS	OTA
A1_100%	(2,365,1) ^a	(1,365,0) ^a	(2,365,1) ^a	(1,365,2) ^c	(1,365,3) ^a	(2,365,1) ^a	(1,365,0) ^a
A2_0%	(2,365,1) ^a	(1,365,0) ^a	(1,365,1) ^c	(2,365,1) ^a	Sin datos	(2,365,1) ^a	(1,365,0) ^a
A3_85%	(4,365,0) ^b	(1,365,0) ^a	(1,365,0) ^d	(2,365,1) ^a	(1,365,3) ^b	(2,365,1) ^b	(1,365,0) ^a
A4_15%	(2,365,1) ^c	(1,365,0) ^a	(1,365,0) ^e	(2,365,1) ^a	(1,365,3) ^a	(2,365,1) ^a	(1,365,0) ^a
B1_50%	(1,365,1) ^d	(1,365,0) ^a	(2,365,1) ^b	(2,365,1) ^a	(1,365,3) ^a	(1,365,2) ^c	(1,365,0) ^a
B2_70%	(1,365,1) ^d	(1,365,0) ^a	(1,365,0) ^f	(2,365,1) ^a	(2,365,3) ^c	(1,365,2) ^d	(1,365,0) ^a
B3_30%	(1,365,1) ^d	(1,365,0) ^a	(1,365,0) ^e	(2,365,1) ^a	(1,365,3) ^a	(2,365,1) ^a	(1,365,0) ^a
B4_50%	(1,365,1) ^d	(1,365,0) ^a	(1,365,0) ^{de}	(2,365,1) ^b	(1,365,3) ^a	(2,365,1) ^a	(1,365,0) ^a
C1_30%	(1,365,1) ^d	(1,365,0) ^a	(2,365,0) ^g	(2,365,1) ^a	Sin sensor	(2,365,1) ^a	(1,365,0) ^a
C2_70%	(1,365,1) ^d	(1,365,0) ^a	(2,365,1) ^a	(2,365,2) ^d	Sin sensor	(1,365,2) ^c	(1,365,0) ^a

Dinámica horaria de las variables microclimáticas

Las variables microclimáticas mostraron claras diferencias entre las medias horarias registradas durante el día y la noche para el periodo entre abril de 2008 y mayo de 2009 (Figura 4). Se observaron diferencias entre las parcelas con una cobertura media de vegetación menor al 20 % y parcelas con coberturas entre 20 y 40 %. Para los valores de temperatura del suelo (TS), las parcelas con menor cobertura de vegetación (0-20 %) tuvieron una TS mayor durante las horas de luz (de 9 a 19 horas) y menor durante la noche. La temperatura del aire (TA) siempre fue mayor en las parcelas con menor cobertura. Opuestamente, el contenido hídrico del suelo (VWC) fue mayor en las parcelas con mayor cobertura para todas las horas del día. La humedad relativa (HR) fue generalmente mayor para las parcelas con coberturas más altas, excepto entre las 6 y las 8 de la mañana y las 19 y 23 horas. La variable PAR fue hasta un 10 % mayor en las parcelas con menor cobertura entre las 11 y las 14 horas.

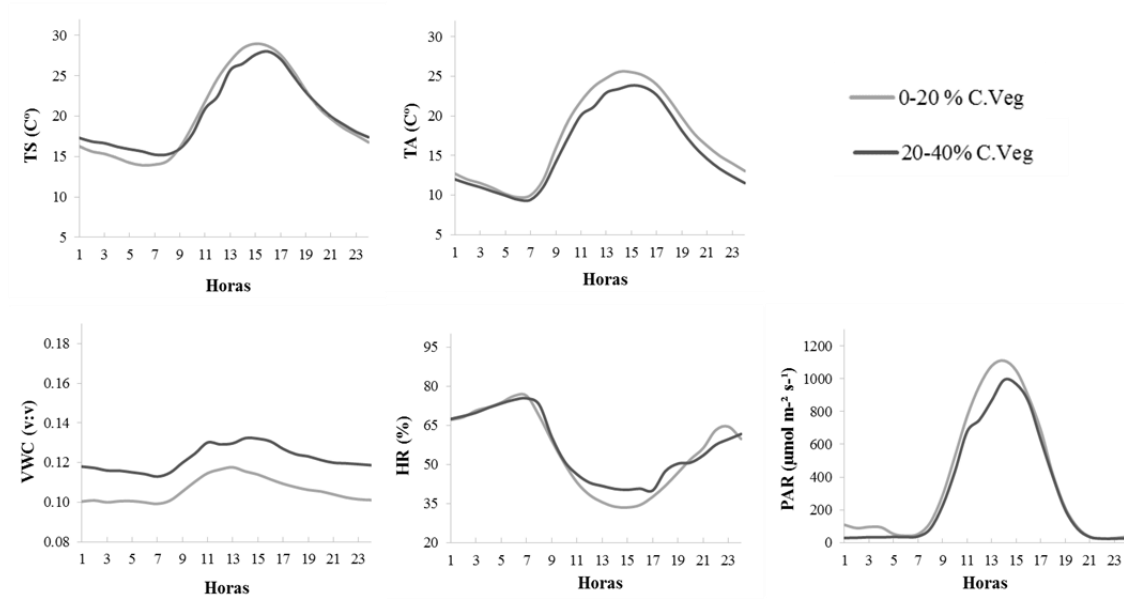


Figura 4. Patrón de las medias horarias de las 5 variables microclimáticas medidas: temperatura del suelo (TS), temperatura del aire (TA), contenido hídrico volumétrico (VWC), humedad relativa (HR) y radiación fotosintéticamente activa (PAR). Se muestran valores medios del periodo comprendido entre abril 2008 y mayo de 2009

Relaciones entre coberturas y microclima

Las correlaciones entre la cobertura de hojarasca y la temperatura del suelo (TS) mostraron que la hojarasca tendió a disminuir la TS durante el día, llegando a ser significativas las correlaciones durante la primavera (entre abril y junio de 2008) y el otoño (octubre y noviembre de 2008) (Figura 5). Durante la noche, como tendencia general, la hojarasca provocó un aumento de la TS, observándose correlaciones significativas a partir de diciembre de 2008, siendo éstas más importantes en los meses de pleno invierno: enero ($r = 0.8$ y $p < 0.05$) y febrero ($r = 0.7$ y $p < 0.05$). Sin embargo, ni la cobertura de vegetación ni el suelo desnudo mostraron patrones de correlación claros con la TS, aunque en junio de 2008 ($r = 0.7$ y $p < 0.05$) coincidiendo con unas temperaturas elevadas, una mayor cobertura de vegetación se relacionó de forma significativa con unas menores temperaturas durante el día, mientras que el suelo desnudo provocó el efecto contrario.

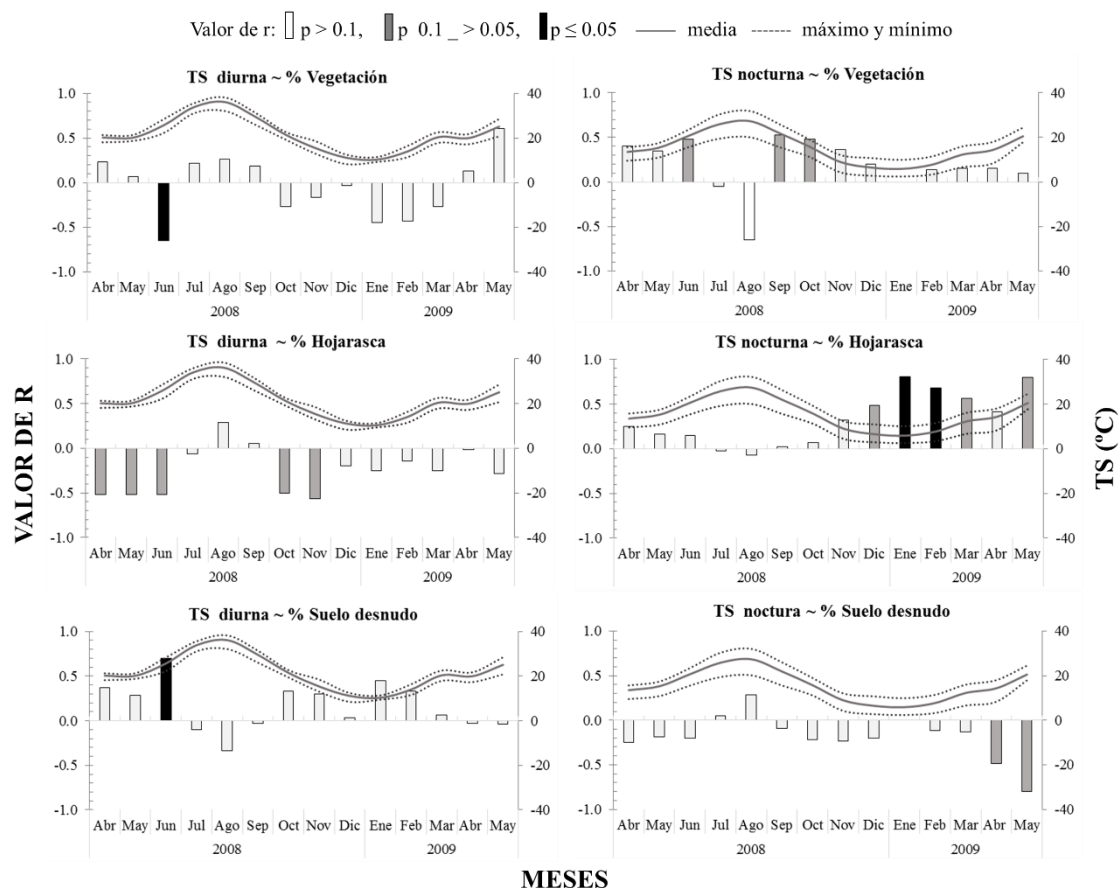


Figura 5. Correlaciones r de Spearman de una cola (eje izquierdo de las gráficas) entre los tipos de cobertura y las medias de la temperatura del suelo (TS, eje derecho de las gráficas) durante las horas de luz (TS diurna) y las horas de oscuridad (TS nocturna). La línea continua representa la media de TS obtenida con las medias mensuales de todas las parcelas, y las líneas discontinuas representan el valor máximo y mínimo entre las medias mensuales de las parcelas.

Las correlaciones entre las diferentes coberturas del terreno y la temperatura del aire (TA) fueron bastante consistentes a lo largo del periodo estudiado (Figura 6). La cobertura de vegetación afectó negativamente a la TA tanto diurna como nocturna, de manera que una mayor cobertura provocó una disminución de la TA, detectando correlaciones significativas en los meses de menores temperaturas en ambos casos. Igualmente, la cobertura de hojarasca tuvo principalmente un efecto negativo sobre la TA; las correlaciones significativas se detectaron en diciembre y enero durante el día, y entre abril y septiembre de 2008 durante la noche. Por el contrario, un mayor porcentaje de suelo desnudo se relacionó con un aumento de la TA diurna y nocturna, detectándose correlaciones significativas durante la noche en los meses con temperaturas más bajas (noviembre de 2008, enero y febrero de 2009).

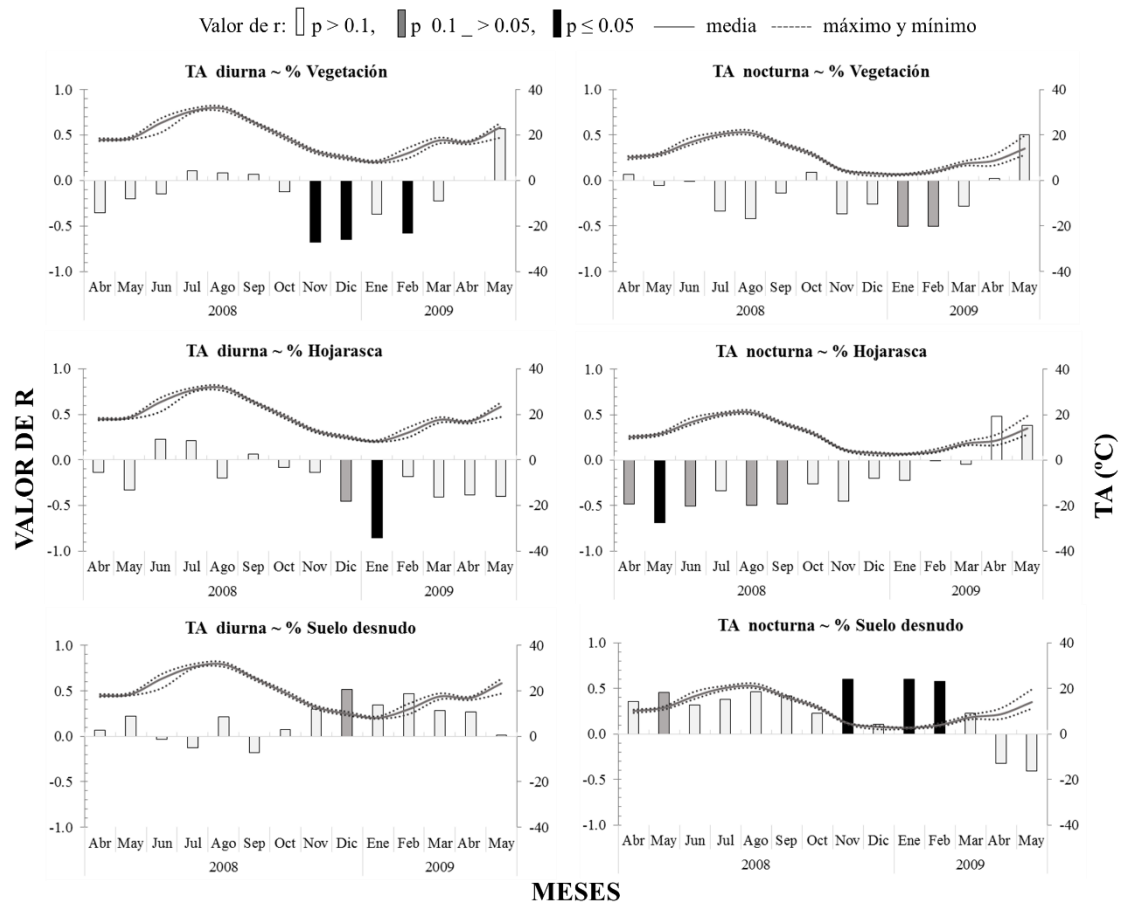


Figura 6. Correlaciones r de Spearman de una cola (eje izquierdo de las gráficas) entre los tipos de cobertura y las medias de la temperatura del aire (TA, eje derecho de las gráficas) durante las horas de luz (TA diurna) y las horas de oscuridad (TA nocturna). La línea continua representa la media de TA obtenida con las medias mensuales de todas las parcelas, y las líneas discontinuas representan el valor máximo y mínimo entre las medias mensuales de las parcelas.

Las correlaciones obtenidas entre las coberturas y la oscilación térmica del suelo (OTS), fueron muy consistentes (Figura 7). Los resultados indican que la cobertura de vegetación y hojarasca redujeron las diferencias entre las temperaturas máximas y mínimas del suelo, mientras que un mayor porcentaje de suelo desnudo aumentó la OTS, detectándose relaciones significativas para la mayoría de los meses.

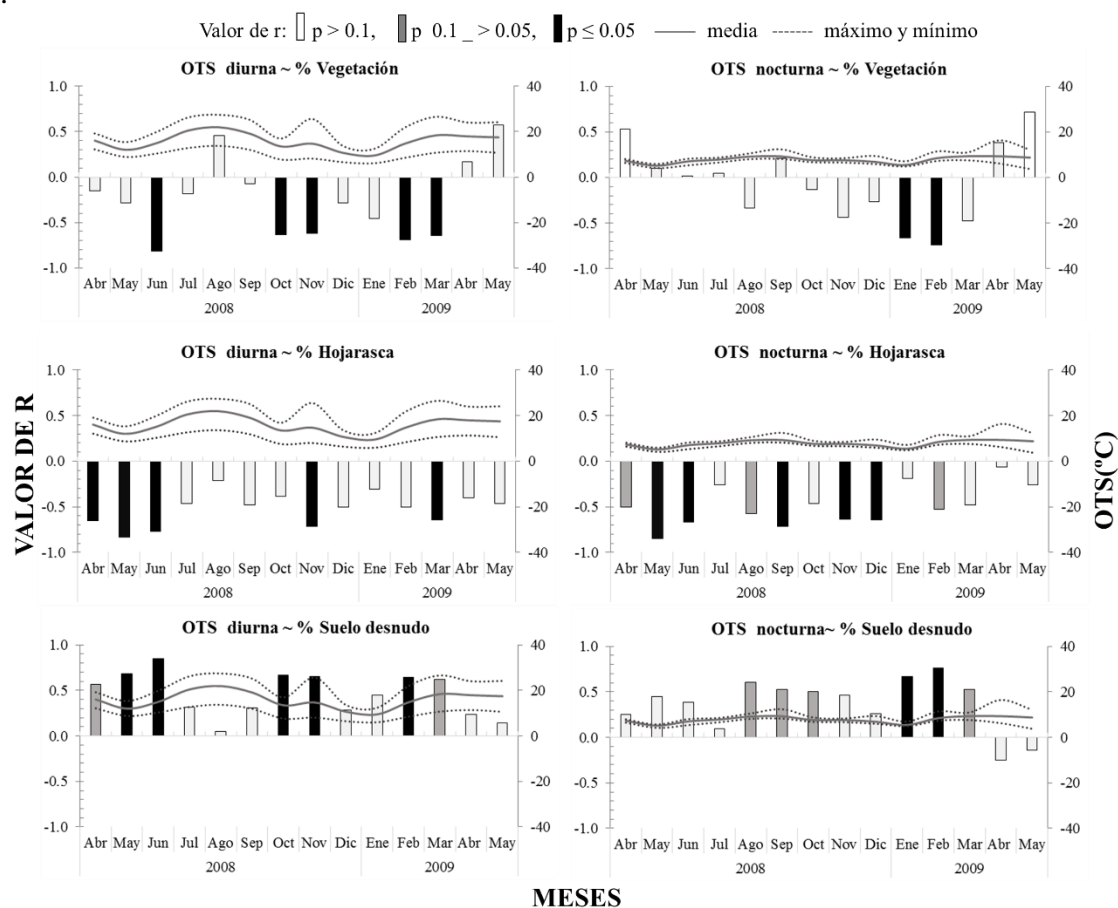


Figura 7. Correlaciones r de Spearman de una cola (eje izquierdo de las gráficas) entre los tipos de cobertura y las medias de la oscilación térmica del suelo (OTS, eje derecho de las gráficas) durante las horas de luz (OTS diurna) y las horas de oscuridad (OTS nocturna). La línea continua representa la media de OTS obtenida con las medias mensuales de todas las parcelas, y las líneas discontinuas representan el valor máximo y mínimo entre las medias mensuales de las parcelas.

La cobertura de vegetación tendió a aumentar la OTA nocturna; observándose correlaciones significativas entre ambas variables en enero, marzo y mayo de 2009 (Figura 8). Asimismo, la cobertura de hojarasca aumentó la OTA tanto de día como de noche. De forma opuesta, el suelo desnudo disminuyó la OTA, siendo significativas las correlaciones para los meses de mayo, septiembre, octubre y noviembre de 2008 durante el día y para los meses de julio de 2008 y enero, marzo, abril y mayo de 2009 durante la noche.

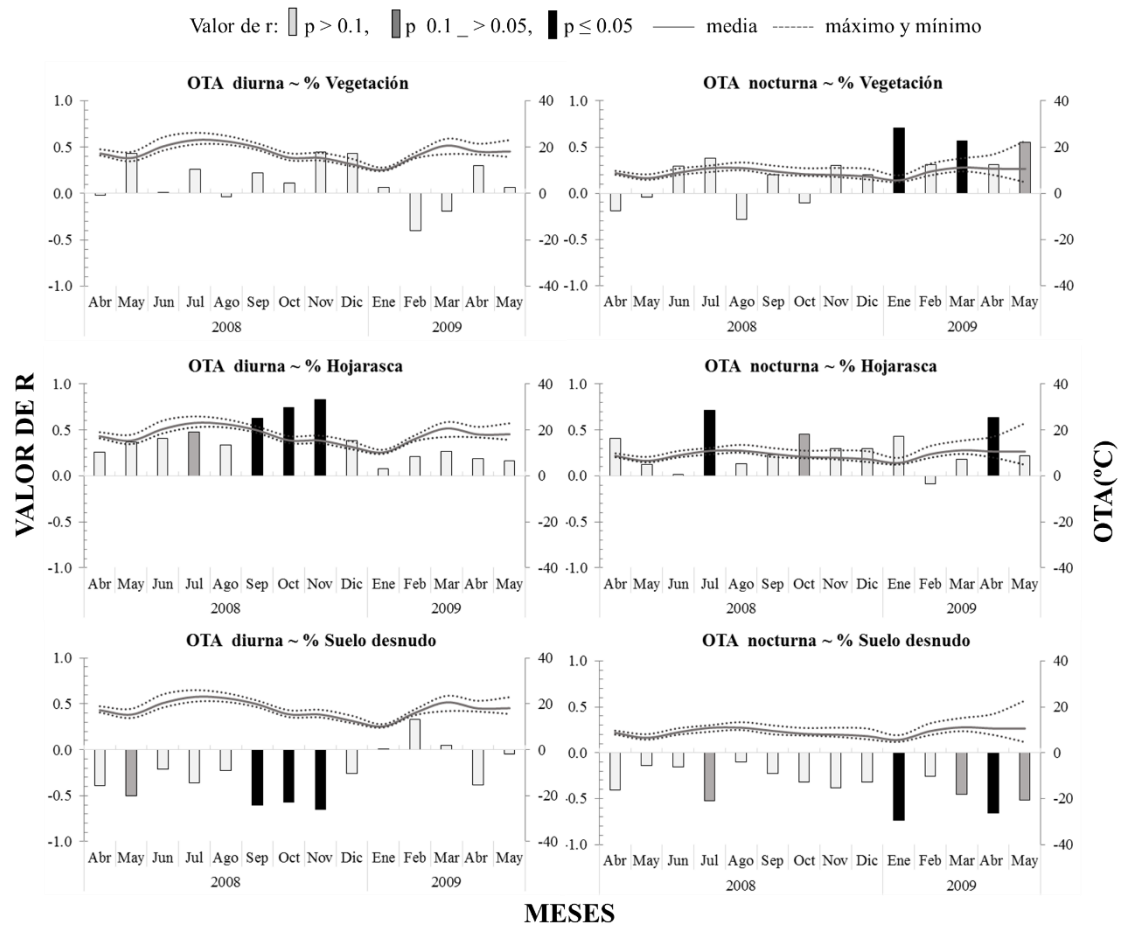


Figura 8. Correlaciones r de Spearman de una cola (eje izquierdo de las gráficas) entre los tipos de cobertura y las medias de la oscilación térmica del aire (OTA, eje derecho de las gráficas) durante las horas de luz (OTA diurna) y las horas de oscuridad (OTA nocturna). La línea continua representa la media de OTA obtenida con las medias mensuales de todas las parcelas, y las líneas discontinuas representan el valor máximo y mínimo entre las medias mensuales de las parcelas.

No se encontraron patrones consistentes entre las coberturas y la cantidad de agua en el suelo (VWC) o en el aire (HR) de las parcelas (Figura 9 y 10). Únicamente se detectó una excepción entre la HR nocturna y el porcentaje de hojarasca para el periodo entre enero y mayo de 2009, durante el cual una mayor cobertura de hojarasca se relacionó con una menor humedad relativa.

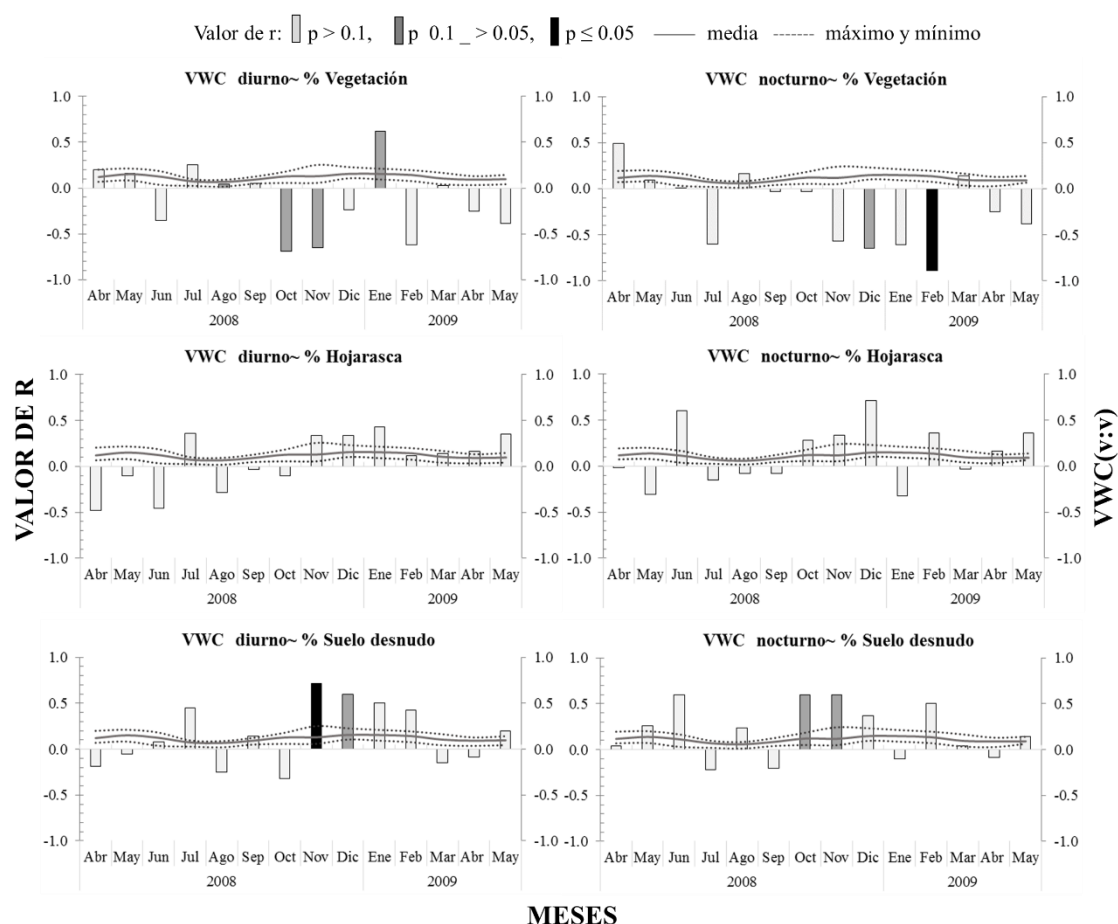


Figura 9. Correlaciones r de Spearman de una cola (eje izquierdo de las gráficas) entre los tipos de cobertura y las medias del contenido hídrico volumétrico (VWC, eje derecho de las gráficas) durante las horas de luz (VWC diurno) y las horas de oscuridad (VWC nocturno). La línea continua representa la media de VWC obtenida con las medias mensuales de todas las parcelas, y las líneas discontinuas representan el valor máximo y mínimo entre las medias mensuales de las parcelas.

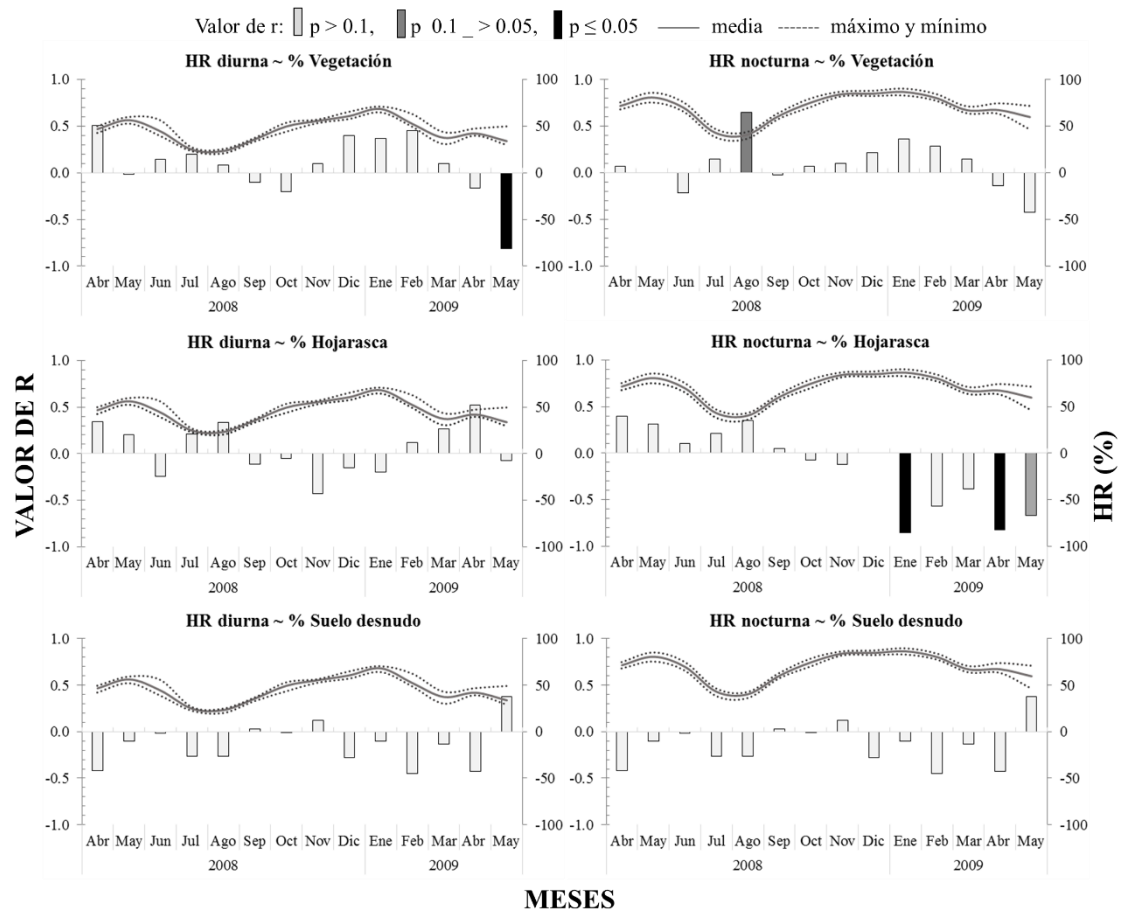


Figura 10. Correlaciones r de Spearman de una cola (eje izquierdo de las gráficas) entre los tipos de cobertura y las medias de la humedad relativa del aire (HR, eje derecho de las gráficas) durante las horas de luz (HR diurna) y las horas de oscuridad (HR nocturna). La línea continua representa la media de HR obtenida con las medias mensuales de todas las parcelas, y las líneas discontinuas representan el valor máximo y mínimo entre las medias mensuales de las parcelas.

Tampoco se observaron patrones robustos en las correlaciones realizadas con la variable microclimática PAR (Figura 11). Contrariamente a lo esperado, una mayor cobertura de vegetación se correlacionó significativa y positivamente con la luz PAR durante el periodo entre octubre-08 y diciembre-08. Durante el periodo de crecimiento de la vegetación pudo llegar más radiación a aquellas parcelas que acumularon más cobertura, aunque el amplio rango de variación entre los valores detectados pone de manifiesto que existen otros factores como fuentes de variación.

Valor de r: $\square p > 0.1$, $\blacksquare p \leq 0.05$, $\square p \leq 0.05$ — media ——— máximo y mínimo

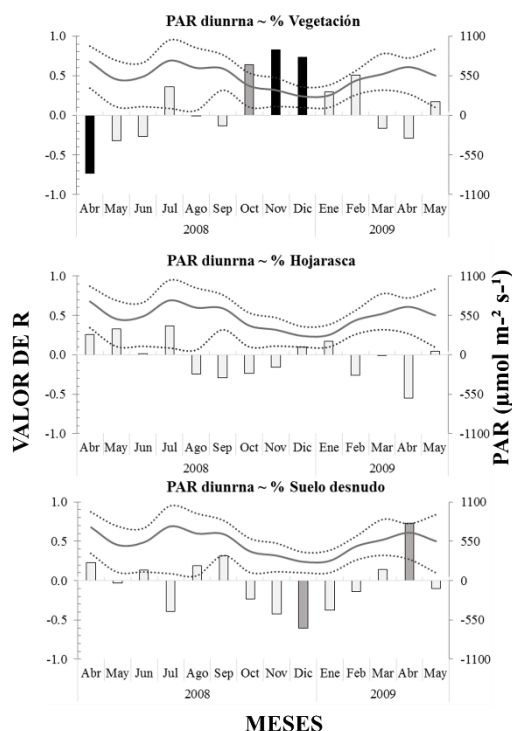


Figura 11. Correlaciones r de Spearman de una cola (eje izquierdo de las gráficas) entre los tipos de cobertura y las medias de la radiación fotosintéticamente activa (PAR, eje derecho de las gráficas) durante las horas de luz (PAR diurna). La línea continua representa la media de PAR obtenida con las medias mensuales de todas las parcelas, y las líneas discontinuas representan el valor máximo y mínimo entre las medias mensuales de las parcelas.

Efecto del conjunto de las coberturas del terreno sobre el comportamiento microclimático

Los árboles de decisión mostraron que el conjunto de variables (las tres coberturas del terreno, la estación y el año) que explican el comportamiento microclimático fueron diferentes dependiendo de cada parámetro microclimático concreto (Tabla 3). Excepto para la OTA nocturna, el factor que mejor explicó las variables microclimáticas fue siempre la estación del año. Supeditado a la estacionalidad actuaron otros factores, especialmente la cobertura de suelo desnudo o de hojarasca. En el Anexo III se muestran los árboles obtenidos para cada una de las variables microclimáticas.

A continuación se describen los principales resultados para cada variable, mostrando únicamente las figuras correspondientes a la OTS y OTA diurna.

Tabla 3. Variables significativas obtenidas en el nodo primero y segundo de los árboles de decisión (CHAID exhaustivos) para las variables microclimáticas. Se indica cuando no se encontraron variables significativas (ns).

Variable microclimática	Variables sigficativas nodo 1°	Variables sigficativas nodo 2°	Estimador del riesgo / Error típico
TS diurna	Estaciones	ns	14.17 / 1.29
TS nocturna	Estaciones	ns	15.08 / 1.75
TA diurna	Estaciones	ns	13.02 / 0.98
TA nocturna	Estaciones	Suelo desnudo	7.82 / 0.71
OTS diurna	Estaciones	Año, suelo desnudo, hojarasca	16.33 / 2.11
OTS nocturna	Estaciones	Año	2.58 / 0.55
OTA diurna	Estaciones	Hojarasca	6.10 / 0.92
OTA nocturna	Suelo desnudo	Estaciones	4.24 / 1.07
VWC diurno	Estaciones	Año, suelo desnudo, hojarasca	0.001 / 0.00
VWC nocturno	Estaciones	Suelo desnudo	0.001 / 0.00
HR diurna	Estaciones	Año, suelo desnudo	51.79 / 6.10
HR nocturna	Estaciones	ns	52.91 / 5.86
PAR diurna	Estaciones	Suelo desnudo	48521.88 / 7339.86

Para las variables microclimáticas temperatura del suelo (diurna y nocturna) y del aire (diurna), el único factor determinante fue la estacionalidad. En el caso de la TA nocturna, sólo durante la primavera se detectó una relación no lineal con las coberturas de suelo desnudo, donde valores intermedios de cobertura de suelo desnudo se relacionaron con una mayor TA.

En el caso de la OTS diurna durante los meses de primavera el factor año tuvo más importancia como predictor que el resto de las variables de cobertura (Figura 12). Durante el verano ésta variable dependió principalmente del porcentaje de suelo desnudo, siendo la relación no lineal: para valores intermedios de cobertura (entre 39.35 y 55.34 %) la media de OTS diurna fue menor, mientras que para porcentajes mayores a 55.34 o menores de 39.35 %, la OTS diurna fue mayor. Para el otoño y el invierno, la OTS diurna dependió principalmente del porcentaje de hojarasca, detectándose una relación negativa.

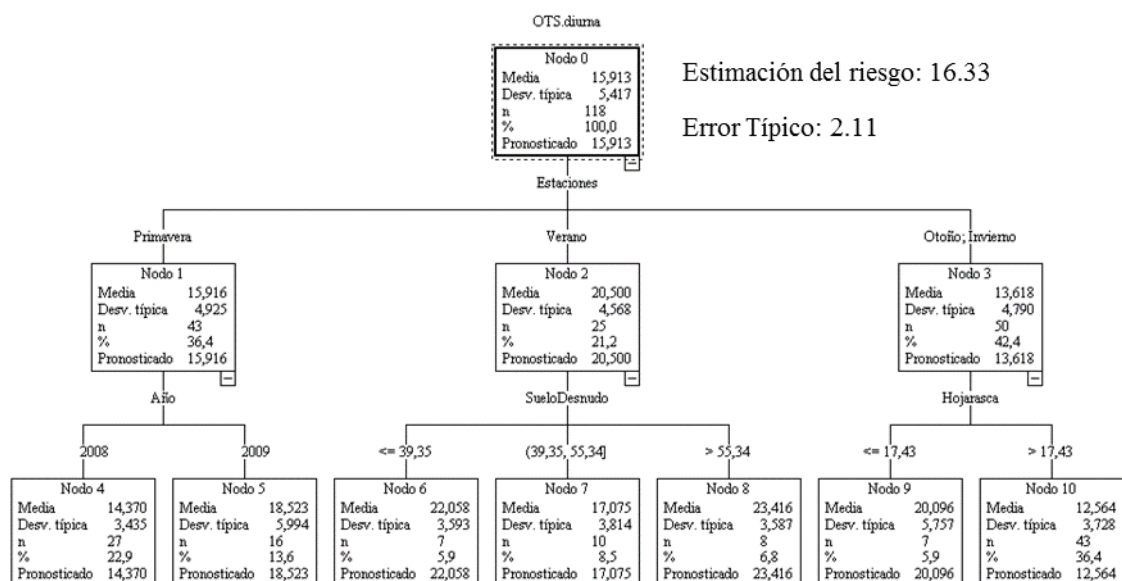


Figura 12. Árbol de decisión para la oscilación térmica del suelo durante el día (OTS diurna). La división de los valores para los predictores significativos (Estaciones, Año, Suelo Desnudo y Hojarasca) se muestra en cada rama. En cada nodo se indica la media, la desviación típica, el número de observaciones pertenecientes al nodo (n), el porcentaje (%) de observaciones respecto al total y el valor pronosticado para la variable microclimática dentro de cada grupo. Se muestran la estimación del riesgo del modelo y su error típico.

El árbol de decisión OTS nocturna dividió las observaciones en dos grupos: por un lado, la primavera, el otoño y el invierno, con menores oscilaciones térmicas que a su vez variaron los valores en función del año de muestreo, y por otro, el verano con oscilaciones mayores (Anexo III: Figura 6).

La OTA diurna mostró relaciones significativas con distintos porcentajes de cobertura de hojarasca dependiendo de la estación del año (Figura 13). Para los tres grupos de estaciones (primavera, verano y otoño-invierno) se encontraron relaciones positivas y significativas entre OTA diurna y el porcentaje de hojarasca.

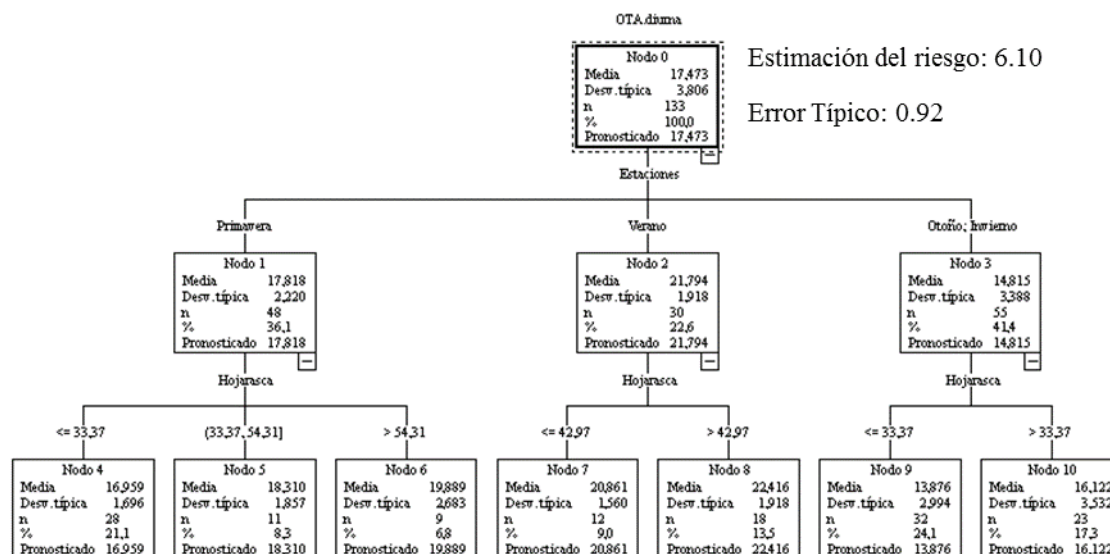


Figura 13. Árbol de decisión para la oscilación térmica del aire durante el día (OTA diurna). La división de los valores para los predictores significativos (Estaciones y Hojarasca) se muestra en cada rama. En cada nodo se indica la media, la desviación típica, el número de observaciones pertenecientes al nodo (n), el porcentaje (%) de observaciones respecto al total y el valor pronosticado para la variable microclimática dentro de cada grupo. Se muestran la estimación del riesgo del modelo y su error típico.

El suelo desnudo fue la variable que se relacionó más intensamente con OTA nocturna. La relación entre estas variables no fue lineal en el modelo calculado: las observaciones con una cobertura de suelo desnudo menor (entre 30.54 y 42.49 %) tuvieron medias para la variable OTA nocturna superiores. Solo para esta variable las estaciones del año fueron los predictores significativos para el segundo nodo, alcanzándose las menores oscilaciones en situaciones de mayor cobertura en los meses más fríos (Anexo III: Figura 8).

En el caso del VWC diurno, el porcentaje de suelo desnudo tuvo una relación no lineal con esta variable microclimática en primavera, detectándose los valores mínimos para las coberturas intermedias (entre 11.03 y 51.38 %). Durante el otoño e invierno la hojarasca fue el predictor principal, para la que se detectó una relación no lineal con la variable, donde los valores mayores de VWC coincidieron con una mayor acumulación de hojarasca. En la estación de mayor déficit hídrico (verano), ninguna variable de cobertura determinó cambios en el VWC diurno (Anexo III: Figura 9).

Para el VWC nocturno, durante las estaciones de primavera, otoño e invierno se encontró una relación no lineal con el porcentaje de suelo desnudo, detectándose los menores valores cuando las coberturas fueron intermedias (entre 19.34 y 51.38 %). Igual que en el caso anterior, durante el verano ninguna cobertura afectó a esta variable (Anexo III: Figura 10).

El error típico de los árboles de decisión para las variables HR diurna, HR nocturna y PAR diurna fue mayor a 3, por lo que no se cumplieron los supuestos de validez de los árboles de decisión.

Discusión

Nuestros resultados indican que las interacciones entre las coberturas de vegetación, hojarasca y suelo desnudo y las variables microclimáticas son complejas, de naturaleza tanto física y como biológica, y están moduladas por la dinámica climática regional con un marcado patrón estacional (Matlack, 1993; Turton y Freiburger, 1997; Honnay et al., 2002). No obstante, nuestros resultados muestran evidencias de cómo el mantenimiento de cierta cobertura vegetal reduce la oscilaciones térmica del suelo y disminuye la temperatura del aire. Estos análisis revelan la importancia de la hojarasca como un factor local que además de reducir la oscilación térmica del suelo, tiene un efecto amortiguador sobre la temperatura del suelo, disminuyéndola durante el día, pero conservando la temperatura durante la noche. Todas estas relaciones adquieren mayor o menor importancia dependiendo de la escala temporal analizada y de la época del año.

El comportamiento de los parámetros microclimáticos a escala diaria es variable. Los modelos ajustados a las series temporales para la mayoría de las variables microclimáticas fueron diferentes entre parcelas, lo que parece indicar la complejidad de su modelización y la existencia de un efecto diferencial de las coberturas sobre el microclima. El comportamiento más heterogéneo se obtuvo para el contenido hídrico del suelo, para el que fueron ajustados 7 modelos diferentes (de un total de 10 parcelas). Estos resultados están en consonancia con los obtenidos a escala mensual, donde se confirmaron las hipótesis de partida basadas en encontrar tanto efectos positivos (Padilla y Pugnaire, 2006) como negativos (Benayas et al., 2002; Alcántara et al., 2011) de las coberturas sobre el contenido hídrico del suelo. Este parámetro depende de factores locales relacionados principalmente con la demanda de agua por parte de las diferentes especies

en cada momento, y en nuestro caso de estudio las especies no eran las mismas en todas las parcelas, ni estaban en el mismo estado de desarrollo. Además, el contenido hídrico del suelo también está condicionado por la disponibilidad hídrica, la temperatura, las características edáficas o del sustrato, la respiración de los microorganismos del suelo, así como por la composición de especies, dificultando la detección de relaciones claras (Davidson et al., 1998; Bruno et al., 2003; Maestre et al., 2003). Por todo ello, el comportamiento global del contenido hídrico del suelo es difícilmente predecible a escala de microambiente. Serían necesarios más estudios microclimáticos para caracterizar el comportamiento de esta variable, teniendo en cuenta las condiciones abióticas y las interacciones bióticas que se establecen entre las especies, interactuando a través de las escalas espacio-temporales (Craine y Gelderman, 2011). Por el contrario, el comportamiento de las variables microclimáticas temperatura del aire y la oscilación térmica del aire es el más homogéneo entre parcelas, dado que se ajustó a un único modelo ARIMA para cada variable. Este hecho, unido a que en la mayoría de los casos las relaciones que se establecen con la cobertura son de un único sentido (predominantemente negativas para TA y positivas para OTA en el caso de cobertura de vegetación y hojarasca, y de signo contrario para el suelo desnudo), sugieren que ambas variables tienen un comportamiento más predecible a través de la cobertura del terreno tanto a escala diaria como mensual en los herbazales de taludes de carretera bajo condiciones de clima mediterráneo.

Por otra parte, se detectó un comportamiento diferencial entre el día y la noche para las variables microclimáticas, lo cual justificó realizar los análisis de correlaciones por separado para ambos periodos (Yates et al., 2000). A escala horaria, se pone de manifiesto que una mayor cobertura de vegetación amortigua las condiciones microclimáticas debido por un lado, al efecto de sombreado que disminuye la radiación en las horas centrales del día y consecuentemente la temperatura del suelo (disminuyéndola hasta 1.5 °C), y por otro lado, al efecto aislante que contribuye a la conservación del calor en el suelo durante la noche (aumentándola hasta 1 °C). Además, el mantenimiento de cierta cobertura evita las pérdidas de agua del suelo en las parcelas, lo cual puede interpretarse globalmente como un efecto facilitador de la cobertura (Wan et al., 2002). Estos resultados están en consonancia con los obtenidos a escala mensual, en los que se confirman la mayor parte de las hipótesis de partida para las relaciones entre los tres tipos de cobertura y las variables microclimáticas relacionadas con la temperatura, para los valores diurnos y

nocturnos. En estos análisis, la tendencia general es que la presencia de cobertura de plantas tanto viva (vegetal), como seca (hojarasca) disminuye la temperatura del suelo diurna y aumenta nocturna, contribuyendo a la conservación de la temperatura del suelo por la noche, también reduce la temperatura del aire y la oscilación térmica del suelo tanto diurna como nocturna y, aumenta la oscilación térmica del aire durante el día y la noche, manifestándose el efecto de sombreo y aislante de ambas coberturas (Yates et al., 2000; Sayer, 2006; Zou et al., 2007). Las relaciones con el suelo desnudo presentan el patrón opuesto, debida a la rápida transferencia de radiación calorífica del suelo (Wan et al., 2002).

La literatura científica publicada sobre el microclima se ha centrado sobre todo en los efectos de la presencia y ausencia de distintos estratos de vegetación (Yates et al., 2000), prestando una menor atención a los efectos de las características de la hojarasca. Sin embargo, nuestros datos indican una influencia más consistente de la hojarasca sobre las variables microclimáticas relacionadas con la temperatura. Además, la hojarasca es la única cobertura que se relaciona negativamente con la humedad relativa durante las noches de invierno, la presencia de esta cobertura posiblemente provoca una mayor retención del agua en el suelo impidiendo su evaporación, lo cual puede contribuir al desarrollo de la vegetación en los taludes. En esta misma línea de resultados, los árboles de decisión reflejan que, aunque los valores microclimáticos dependen sobre todo de la estacionalidad del clima mediterráneo, dentro de cada estación el microclima se encuentra condicionado por las coberturas, sobre todo de suelo descubierto o de hojarasca. Normalmente se asume que la vegetación es un condicionante microclimático importante. Sin embargo, en este estudio manifiesta un menor valor explicativo, lo cual no significa necesariamente que no influya, ya que puede estar reflejando su redundancia con los otros dos tipos de coberturas. Por todo ello, el porcentaje de suelo cubierto bien por la hojarasca o por la vegetación pueden jugar un papel amortiguador de las condiciones climáticas, disminuyendo la oscilación de la temperatura y aumentando la disponibilidad hídrica del suelo que favorezca la germinación y establecimiento de plantas, sobre todo en las estaciones decisivas para el establecimiento de plantas (Elmarsdottir et al., 2003).

Las variaciones estacionales de las coberturas y las condiciones ambientales afectan simultáneamente al microclima, añadiendo complejidad a la modelización de las variables que lo componen. En nuestro caso la dinámica de coberturas a lo largo del tiempo sigue un patrón estacional regulado por el proceso fenológico característico del

clima mediterráneo, en paralelo al patrón interanual de colonización previamente descrito en taludes de carretera (Mola et al., 2011). Los resultados obtenidos con las correlaciones y los árboles de decisión indican que las interacciones entre la cobertura y el microclima son más robustas dentro de la misma estación, es decir, cuando se consideran periodos en los que la temperatura (relacionada con el ángulo de incidencia de la radiación solar) y la cantidad de precipitación son relativamente homogéneas. Por tanto, analizar las relaciones entre la cobertura y el microclima independientemente para cada estación del año, proporciona una forma válida para clarificar dichas relaciones (Chen et al., 1993).

La mayoría de los estudios microclimáticos se han realizado en bosques (Young y Mitchell, 1994; Davies-Colley et al., 2000) o en pastizales (Bennie et al., 2008, Bear et al., 2012). En este estudio se analiza por primera vez un seguimiento microclimático en herbazales de taludes de carretera, donde las condiciones de microambiente dirigen algunos procesos implicados en el ensamblaje de comunidades (Ackerly, 2002; Mola et al. 2011). En los estudios sobre los taludes de carretera con una aproximación de restauración ecológica se ha dado mucha importancia a la recuperación de la vegetación por su efecto físico (mecánico) estabilizador y por sus intercambios de agua y energía con el medio (García-Fayos et al., 2000; Bochet et al., 2007, Bochet et al., 2010). Sin embargo, el papel de la hojarasca ha sido escasamente estudiado (Jaúregui et al., 2013). La hojarasca estructura las comunidades, afectando a la riqueza y a la acumulación de biomasa (Godefroid et al., 2007). Otros efectos positivos de la hojarasca se relacionan con la prevención de erosión (Ludwig et al., 2005; Herrick et al., 2006) y el aumento de la cantidad de nutrientes del suelo a través de su descomposición (Currie, 2003). Por otro lado, también se han señalado los efectos negativos que puede tener una acumulación excesiva de hojarasca, ya que puede provocar un empobrecimiento de la diversidad de la comunidad herbácea y un aumento del riesgo de incendios, con un coste de mantenimiento asociado (Wilson, 1979). Como hemos observado en este estudio, una acumulación moderada de hojarasca también puede mejorar las condiciones microclimáticas por su efecto aislante y conservador de agua, y por ende, favorecer el establecimiento de la vegetación (Eckstein y Donath, 2005).

Este estudio contribuye así al conocimiento de la dinámica de la cobertura de vegetación y hojarasca y sus efectos sobre el microclima. Sin embargo, la complejidad de estos efectos hace que sean necesarios más estudios que sigan profundizando en el estudio de éste tipo de interacciones y sus implicaciones en los procesos ecológicos, como por

ejemplo la tasa de reciclado de nutrientes, la respiración del suelo, la procesos de germinación, etc., los cuales son cruciales para llevar a cabo unas prácticas adecuadas de mantenimiento y restauración ecológica en espacios afectados por la construcción de carreteras (Falk, 2006).

Conclusiones

A escala diaria, el comportamiento de la temperatura del aire y la oscilación térmica del aire fue homogéneo entre parcelas con diferentes valores de cobertura, mientras que el comportamiento del resto de variables microclimáticas difirió entre parcelas. A escala horaria, se han detectado diferencias microclimáticas entre el periodo diurno y nocturno, donde coberturas de vegetación superiores al 20 % amortiguan las condiciones microclimáticas. La dinámica de las correlaciones entre la cobertura del terreno y el microclima a escala mensual indican que las coberturas de vegetación y hojarasca tienen un efecto amortiguador sobre la temperatura del suelo, disminuyendo la temperatura del suelo por el día y aumentándola por la noche, y sobre la oscilación térmica del suelo, disminuyéndola en ambos periodos. La ausencia de patrones claros para el contenido hídrico del suelo sugiere que no existe una única direccionalidad en las relaciones entre la cobertura y el contenido hídrico, lo que dificulta la predicción de esta variable. El marcado patrón estacional observado en la variación de las coberturas condiciona las relaciones con las variables microclimáticas a lo largo de los meses del año, mostrando que el efecto de las coberturas más robusto dentro de cada estación. Se destaca que durante el otoño y el invierno la hojarasca disminuye la oscilación térmica del suelo durante el día, coincidiendo con el periodo de mayor desarrollo de la vegetación. Nuestros resultados apoyan que el mantenimiento de cierta cobertura de origen vegetal (hojarasca y vegetación) tiene un papel relevante en la regulación del microclima en estos ambientes, mejorando las condiciones para el establecimiento de la vegetación. Son necesarios futuros trabajos que investiguen los efectos de nuevas prácticas de manejo de la cobertura del terreno sobre el microclima y la estructuración de las comunidades de organismos que habitan en los ecosistemas de los taludes de carretera.

Bibliografía

- Aronson, J., Clewell, A.F., 2013. Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession. Island Press.
- Ackerly, D.D., 2003. Community assembly, niche conservatism, and adaptive evolution in changing environments. *International Journal of Plant Sciences* 164(S3), S165-S184.
- Alcántara, C., Pujadas, A., Saavedra, M., 2011. Management of cruciferous cover crops by mowing for soil and water conservation in southern Spain. *Agricultural Water Management* 986, 1071-1080.
- Armbruster, W.S., Rae, D.A., Edwards, M.E., 2007. Topographic complexity and terrestrial biotic response to high-latitude climate change: variance is as important as the mean. - In: J. B. Ørbæk et al. (eds), *Arctic-alpine ecosystems and people in a changing environment*. Springer, pp. 105-121.
- Bear, D.A., Russell, J.R., Morrical, D.G., 2012. Physical characteristics, shade distribution, and tall fescue effects on cow temporal/spatial distribution in midwestern pastures. *Rangeland Ecology & Management* 654, 401-408.
- Benayas, J.M. R., López-Pintor, A., García, C., de la Cámara, N., Strasser, R., Sal, A.G., 2002. Early establishment of planted *Retama sphaerocarpa* seedlings under different levels of light, water and weed competition. *Plant Ecology* 1592, 201-209.
- Bennie, J., Huntley, B., Wiltshire, A., Hill, M.O., Baxter, R., 2008. Slope, aspect and climate: spatially explicit and implicit models of topographic microclimate in chalk grassland. *Ecological Modelling* 216(1), 47-59.
- Biggs, D., De Ville, B., Suen, E., 1991. A method of choosing multiway partitions for classification and decision trees. *Journal of Applied Statistics* 18(1), 49-62.
- Bochet, E., García-Fayos, P., 2004. Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorway slopes in Valencia, Spain. *Restoration Ecology* 12(2), 166-174.
- Bochet, E., García-Fayos, P., Alborch, B., Tormo, J., 2007. Soil water availability effects on seed germination account for species segregation in semiarid roadslopes. *Plant and Soil* 295(1-2), 179-191.
- Bochet, E., García-Fayos, P., Tormo, J., 2010. How can we control erosion of roadslopes in semiarid Mediterranean areas? Soil improvement and native plant establishment. *Land Degradation & Development* 21(2), 110-121.
- Bolboaca, S.D., Jäntschi, L., 2006. Pearson versus Spearman, Kendall's tau correlation analysis on structure-activity relationships of biologic active compounds. *Leonardo Journal of Sciences* 59, 179-200.
- Box, G.E., Jenkins, G.M., 1970. Time series analysis: forecasting and control. Holden-D. iv, San Francisco.
- Brofas, G., Varelides C., 2000. Hydro-seeding and mulching for establishing vegetation on mining spoils in Greece. *Land Degradation and Development* 11, 375-382.

- Brosofske, K.D., Chen, J., Naiman, R.J., Franklin, J.F., 1997. Harvesting effects on microclimatic gradients from small streams to uplands in western Washington. *Ecological applications* 7,118-1200.
- Bruno, J.F., Stachowicz, J.J., Bertness, M.D., 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology & Evolution* 18(3), 119-125.
- Cavieres, L.A., Badano, E.I., Sierra-Almeida, A., Molina-Montenegro, M.A., 2007. Microclimatic modifications of cushion plants and their consequences for seedling survival of native and non-native herbaceous species in the high Andes of central Chile. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 39(2), 229-236.
- Chen, J., Franklin, J.F., Spies, T.A., 1993. Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 633, 219-237.
- Collatz, G.J., Bounoua, L., Los, S.O., Randall, D.A., Fung, I.Y., Sellers, P.J., 2000. A mechanism for the influence of vegetation on the response of the diurnal temperature range to changing climate. *Geophysical research letters* 27(20), 3381-3384.
- Cornett, M.W., Puettmann, K.J., Reich, P. B., 1998. Canopy type, forest floor, predation, and competition influence conifer seedling emergence and early survival in two Minnesota conifer-deciduous forests. *Canadian Journal of Forest Research* 28(2), 196-205.
- Craine, J.M., Gelderman, T.M., 2011. Soil moisture controls on temperature sensitivity of soil organic carbon decomposition for a mesic grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 432, 455-457.
- Currie, W.S., 2003. Relationships between carbon turnover and bioavailable energy fluxes in two temperate forest soils. *Global Change Biology* 9(6), 919-929.
- Dahlgren, R.A., Driscoll, C.T., 1994. The effects of whole-tree clear-cutting on soil processes at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire, USA. *Plant and soil* 158(2), 239-262.
- Davidson, E., Belk, E., Boone, R.D., 1998. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global change biology* 4(2), 217-227.
- Davies-Colley, R.J., Payne, G.W., Van Elswijk, M., 2000. Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology* 242, 111-121.
- De'ath, G., Fabricius, K.E., 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81(11), 3178-3192.
- Dobrowski, S.Z., 2011. A climatic basis for microrefugia: the influence of terrain on climate. *Global Change Biology* 17, 1022-1035.
- Eckstein, R.L., Donath, T.W., 2005. Interactions between litter and water availability affect seedling emergence in four familial pairs of floodplain species. *Journal of Ecology* 93(4), 807-816.
- Elmarsdottir, A., Aradóttir, A.L., Trlica, M.J., 2003. Microsite availability and establishment of native species on degraded and reclaimed sites. *Journal of Applied Ecology* 40, 815-823.

- Facelli, J.M., Pickett, S.T., 1991. Plant litter: light interception and effects on an old-field plant community. *Ecology*, 1024-1031.
- Falk, D.A., 2006. Process-centered restoration. *Journal for Nature Conservation* 14, 140-151.
- Feddema, J.J., Oleson, K.W., Bonan, G.B., Mearns, L.O., Buja, L.E., Meehl, G.A., Washington, W.M., 2005. The importance of land-cover change in simulating future climates. *Science* 310(5754), 1674-1678.
- Forseth, I.N., Wait, D.A., Casper, B.B., 2001. Casper, Shading by shrubs in a desert system reduces the physiological and demographic performance of an associated herbaceous perennial. *Journal of Ecology* 89, 670-680.
- Fowler, D., Cape, J.N., Jost, D., Beilke, S., 1986. The air pollution climate of non-Nordic Europe. *Journal Air Soil Water Pollution*, In press.
- García-Fayos, P., García-Ventoso, B., Cerdá, A., 2000. Limitations to plant establishment on eroded slopes in southeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 11:77-86.
- Godefroid, S., Monbaliu, D., Koedam, N., 2007. The role of soil and microclimatic variables in the distribution patterns of urban wasteland flora in Brussels, Belgium. *Landscape and Urban Planning* 801, 45-55.
- Graae, B. J., De Frenne, P., Kolb, A., Brunet, J., Chabrierie, O., Verheyen, K., Milbau, A., 2011. On the use of weather data in ecological studies along altitudinal and latitudinal gradients. *Oikos* 121(1), 3-19.
- Graae, B.J., Verheyen, K., Kolb, A., Van Der Veken, S., Heinken, T., Chabrierie, O., Diekmann, M., Valtinat, K., Zindel, R., Karlsson, E., Ström, L., Decocq, G., Hermy, M., Baskin, C.C., 2009. Germination requirements and seed mass of slow-and fast-colonizing temperate forest herbs along a latitudinal gradient. *Ecoscience* 16(2), 248-257.
- Gu, L., Meyers, T., Pallardy, S.G., Hanson, P.J., Yang, B., Heuer, M., Wullschlegel, S.D., 2007. Influences of biomass heat and biochemical energy storages on the land surface fluxes and radiative temperature. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984-2012), 112(D2).
- Haan, N.L., Hunter, M.R., Hunter, M.D., 2012. Investigating predictors of plant establishment during roadside restoration. *Restoration Ecology* 203, 315-321.
- Herrick, J.E., Schuman, G.E., Rango, A., 2006. Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation* 143, 161-171.
- Honnay, O., Verheyen, K., Hermy, M., 2002. Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. *Forest Ecology Management* 161, 109-122.
- Jáuregui, B.M., Rivera, D., Peco, B., 2013. Does topsoil accelerate the decomposition of litter on roadslopes? *Ecological Engineering* 52, 88-95.
- Jiménez, M.D., Ruiz-Capillas, P., Mola, I., Pérez-Corona, E., Casado, M.A., Balaguer, L., 2011. Soil Development at the roadside: a case study of a novel ecosystem. *Land Degradation & Development*. DOI: 10.1002/ldr.1157
- Jumpponen, A., Vare, H., Mattson, K.G., Ohtonen, R., Trappe, J.M., 1999. Characterization of safe sites for pioneers in primary succession on recently deglaciated terrain. *Journal of Ecology* 87, 98-105.

- Karmarkar, A.M., Dicianno, B.E., Cooper, R., Kelleher, A., Ozawa, H., 2009. Factors impacting provision of wheelchairs in older adults: analysis of decision-making process. Prescription, outcomes, and risk assessment of wheelchairs for aging population, 38.
- Körner, C., 2003. Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems. Springer.
- Körner, C., 2007. The use of 'altitude' in ecological research. *Trends in Ecology & Evolution* 22, 569-574.
- Lee, J.E., Oliveira, R.S., Dawson, T.E., Fung, I., 2005. Root functioning modifies seasonal climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102(49), 17576-17581.
- Ludwig, J.A., Wilcox, B.P., Breshears, D.D., Tongway, D.J., Imeson, A.C., 2005. Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology* 86(2), 288-297.
- Maestre, F.T., Bautista, S., Cortina, J., 2003. Positive, negative, and net effects in grass-shrub interactions in Mediterranean semiarid grasslands. *Ecology* 84, 3186-3197.
- Matlack, G.R., 1993. Microenvironment variation within and among deciduous forest edge sites in the eastern United States. *Biology Conservation* 66, 185-194.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington. 155pp.
- Mola, I., Jiménez, M.D., López-Jiménez, N., Casado, M.A., Balaguer, L., 2011. Roadside reclamation outside the revegetation season: management options under schedule pressure. *Restoration Ecology* 19(1), 83-92.
- Moran, M. S., Clarke, T.R., Inoue, Y., Vidal, A., 1994. Estimating crop water deficit using the relation between surface-air temperature and spectral vegetation index. *Remote Sensing of Environment* 49(3), 246-263.
- Padilla, F.M., Pugnaire, F.I., 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4(4), 196-202.
- Prieto, I., Armas, C., Pugnaire, F.I., 2012. Water release through plant roots: new insights into its consequences at the plant and ecosystem level. *New Phytologist* 193(4), 830-841.
- Sayer, E.J., 2006. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. *Biological Reviews* 81, 1-31.
- Scherrer, D. y Körner, C., 2010. Infra-red thermometry of alpine landscapes challenges climatic warming projections. *Global Change Biology* 16, 2602-2613.
- Stoutjesdijk, P.H., Barkman, J.J., 1992. *Microclimate, vegetation and fauna*. Opulus Press, Upssala, Sweden.
- Suggitt, A. J., Gillingham, P. K., Hill, J.K., Huntley, B., Kunin, W.E., Roy, D.B., Thomas, C.D., 2011. Habitat microclimates drive fine-scale variation in extreme temperatures. *Oikos* 120, 1-8.
- Tormo, J., Bochet, E., García-Fayos, E., 2009. Restauración y revegetación de taludes de carreteras en ambientes mediterráneos semiáridos: procesos edáficos determinantes para el éxito. *Ecosistemas* 18 (2), 79-90.

- Tracol, Y., Gutierrez, J.R., Squeo, F.A., 2011. Plant area index and microclimate underneath shrub species from a Chilean semiarid community. *Journal of Arid Environments* 75(1), 1-6.
- Turton, S.M., Freiburger, H.J., 1997. Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton tableland, Northeastern Australia. In: Laurance, W.F., Bierregard, R.O. (Eds.), *Tropical Forest Remnants Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. Chicago University Press, Chicago, USA, pp. 45-54.
- Wan, S., Luo, Y., Wallace, L.L., 2002. Changes in microclimate induced by experimental warming and clipping in tallgrass prairie. *Global Change Biology* 8(8), 754-768.
- Wardle, D.A., Bonner, K.I., Nicholson, K.S., 1997 Biodiversity and plant litter: experimental evidence which does not support the view that enhanced species richness improves ecosystem function. *Oikos* 79, 247- 258.
- Wilson, C.C., 1979. Roadsides - corridors with high fire hazard and risk. *Journal of Forestry* 77, 576-580.
- Xiong, S., Johansson, M.E., Hughes, F.M., Hayes, A., Richards, K.S., Nilsson, C., 2003. Interactive effects of soil moisture, vegetation canopy, plant litter and seed addition on plant diversity in a wetland community. *Journal of Ecology* 91(6), 976-986.
- Xiong, S., Nilsson, C., 1999. The effects of plant litter on vegetation: a meta-analysis. *Journal of Ecology* 87(6), 984-994.
- Yates, C.J., Norton, D.A., Hobbs, R.J., 2000. Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south-western Australia: implications for restoration. *Austral Ecology* 25(1), 36-47.
- Young, A., Mitchell, N., 1994. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. *Biological Conservation* 67(1), 63-72.
- Zar, J.H., 1972. Significance testing of the Spearman rank correlation coefficient. *Journal of the American Statistical Association* 67(339), 578-580.
- Zou, C.B., Barron-Gafford, G.A., Breshears, D.D., 2007. Effects of topography and woody plant canopy cover on near-ground solar radiation: Relevant energy inputs for ecohydrology and hydrogeology. *Geophysical Research Letters* 34(24).

Anexo I. Valores mensuales de las coberturas para cada mes obtenidos por interpolación.

Tabla 1. Valores mensuales de porcentajes de cobertura obtenidos por interpolación lineal para las categorías de coberturas de vegetación, hojarasca y suelo desnudo para el periodo comprendido entre abril de 2008 y mayo de 2009.

Parcela	Fecha	Vegetación (%)	Hojarasca (%)	Suelo desnudo (%)	Parcela	Fecha	Vegetación (%)	Hojarasca (%)	Suelo desnudo (%)
A1	Abr-2008	58.231	30.066	11.703	A2	Abr-2008	0.220	3.932	95.848
A1	May-2008	62.900	30.967	6.133	A2	May-2008	0.273	2.066	97.661
A1	Jun-2008	40.017	58.332	1.651	A2	Jun-2008	0.129	3.866	96.004
A1	Jul-2008	18.201	81.551	0.248	A2	Jul-2008	0.001	6.699	93.301
A1	Ago-2008	14.876	76.164	8.960	A2	Ago-2008	0.000	7.030	92.970
A1	Sep-2008	19.136	59.969	20.895	A2	Sep-2008	0.306	7.163	92.531
A1	Oct-2008	27.609	55.696	16.695	A2	Oct-2008	1.300	11.159	87.540
A1	Nov-2008	24.679	59.945	15.376	A2	Nov-2008	1.816	13.611	84.574
A1	Dic-2008	24.241	62.279	13.480	A2	Dic-2008	2.281	14.800	82.919
A1	Ene-2009	32.998	57.579	9.423	A2	Ene-2009	2.570	11.347	86.083
A1	Feb-2009	39.240	55.411	5.349	A2	Feb-2009	3.400	8.108	88.492
A1	Mar-2009	37.305	60.629	2.065	A2	Mar-2009	4.885	8.417	86.698
A1	Abr-2009	45.666	52.094	2.240	A2	Abr-2009	1.027	14.665	84.308
A1	May-2009	41.062	53.122	5.817	A2	May-2009	0.375	17.615	82.010
A3	Abr-2008	12.285	81.316	6.399	A4	Abr-2008	4.820	7.032	88.148
A3	May-2008	23.453	68.755	7.792	A4	May-2008	4.674	7.170	88.156
A3	Jun-2008	17.144	67.590	15.267	A4	Jun-2008	2.021	17.357	80.622
A3	Jul-2008	8.565	63.546	27.889	A4	Jul-2008	0.011	26.412	73.577
A3	Ago-2008	6.562	59.839	33.599	A4	Ago-2008	0.507	29.619	69.874
A3	Sep-2008	4.647	70.141	25.212	A4	Sep-2008	3.376	33.126	63.499
A3	Oct-2008	16.662	65.603	17.735	A4	Oct-2008	9.600	32.556	57.845
A3	Nov-2008	31.194	48.536	20.270	A4	Nov-2008	12.343	29.573	58.083
A3	Dic-2008	46.471	33.238	20.291	A4	Dic-2008	16.350	26.499	57.151
A3	Ene-2009	64.753	24.220	11.027	A4	Ene-2009	25.087	23.035	51.877
A3	Feb-2009	78.048	17.511	4.441	A4	Feb-2009	32.357	19.878	47.765
A3	Mar-2009	67.879	24.729	7.392	A4	Mar-2009	35.090	17.432	47.478
A3	Abr-2009	36.018	58.868	5.115	A4	Abr-2009	40.804	15.847	43.350
A3	May-2009	23.175	45.232	31.593	A4	May-2009	33.657	20.841	45.502
B1	Abr-2008	17.563	17.022	65.416	B2	Abr-2008	18.532	21.892	59.577
B1	May-2008	30.672	17.328	52.001	B2	May-2008	19.407	26.070	54.523
B1	Jun-2008	38.050	32.256	29.694	B2	Jun-2008	17.818	34.152	48.030
B1	Jul-2008	22.301	56.784	20.914	B2	Jul-2008	14.161	48.620	37.219
B1	Ago-2008	4.515	58.830	36.655	B2	Ago-2008	9.416	54.534	36.050
B1	Sep-2008	11.666	34.687	53.647	B2	Sep-2008	17.191	40.318	42.491
B1	Oct-2008	24.293	29.772	45.936	B2	Oct-2008	42.190	27.864	29.947
B1	Nov-2008	29.130	34.210	36.660	B2	Nov-2008	42.616	29.361	28.024
B1	Dic-2008	34.913	36.668	28.419	B2	Dic-2008	44.460	30.488	25.052
B1	Ene-2009	44.282	31.852	23.866	B2	Ene-2009	51.571	30.270	18.159
B1	Feb-2009	51.307	29.353	19.340	B2	Feb-2009	57.481	29.869	12.650
B1	Mar-2009	49.646	34.976	15.378	B2	Mar-2009	55.991	29.518	14.491
B1	Abr-2009	45.051	34.390	20.559	B2	Abr-2009	44.139	33.373	22.488
B1	May-2009	23.877	54.759	28.741	B2	May-2009	15.832	59.931	24.237
B3	Abr-2008	17.155	8.671	74.175	B4	Abr-2008	12.205	30.728	57.067
B3	May-2008	19.861	7.644	72.495	B4	May-2008	13.907	27.314	58.779
B3	Jun-2008	15.346	24.760	59.893	B4	Jun-2008	6.528	35.518	57.954
B3	Jul-2008	5.841	46.907	47.253	B4	Jul-2008	0.145	42.966	56.888
B3	Ago-2008	0.000	56.528	43.472	B4	Ago-2008	0.000	46.037	53.963
B3	Sep-2008	1.003	51.290	47.708	B4	Sep-2008	5.330	44.429	50.241
B3	Oct-2008	7.462	37.198	55.341	B4	Oct-2008	21.085	32.350	46.565
B3	Nov-2008	14.082	32.053	53.865	B4	Nov-2008	27.639	35.409	36.952
B3	Dic-2008	20.973	27.649	51.378	B4	Dic-2008	32.790	37.663	29.547
B3	Ene-2009	28.975	25.909	45.115	B4	Ene-2009	32.840	36.987	30.173
B3	Feb-2009	36.346	23.447	40.207	B4	Feb-2009	32.838	36.620	30.542
B3	Mar-2009	36.464	22.740	40.796	B4	Mar-2009	32.524	39.842	27.633
B3	Abr-2009	15.835	42.160	42.005	B4	Abr-2009	24.253	50.540	25.207
B3	May-2009	4.244	49.475	46.281	B4	May-2009	10.142	75.285	14.573
C1	Abr-2008	25.283	4.063	70.654	C2	Abr-2008	27.798	20.956	51.246
C1	May-2008	29.004	4.288	66.708	C2	May-2008	37.537	15.125	47.338
C1	Jun-2008	13.403	23.761	62.836	C2	Jun-2008	22.558	38.096	39.347
C1	Jul-2008	0.074	36.279	63.647	C2	Jul-2008	4.152	54.309	41.539
C1	Ago-2008	0.000	33.709	66.291	C2	Ago-2008	0.000	52.181	47.819
C1	Sep-2008	0.207	35.780	64.013	C2	Sep-2008	5.604	53.968	40.428
C1	Oct-2008	5.602	36.452	57.946	C2	Oct-2008	24.213	46.281	29.506
C1	Nov-2008	13.229	31.701	55.070	C2	Nov-2008	34.258	37.923	27.819
C1	Dic-2008	18.935	28.105	52.961	C2	Dic-2008	41.640	31.970	26.390
C1	Ene-2009	17.634	28.719	53.647	C2	Ene-2009	39.306	34.801	25.893
C1	Feb-2009	16.813	30.366	52.821	C2	Feb-2009	38.181	37.717	24.102
C1	Mar-2009	18.758	34.661	46.581	C2	Mar-2009	40.897	42.660	16.443
C1	Abr-2009	16.153	38.653	45.193	C2	Abr-2009	29.476	62.183	8.341
C1	May-2009	16.273	38.904	44.823	C2	May-2009	19.492	69.763	10.745

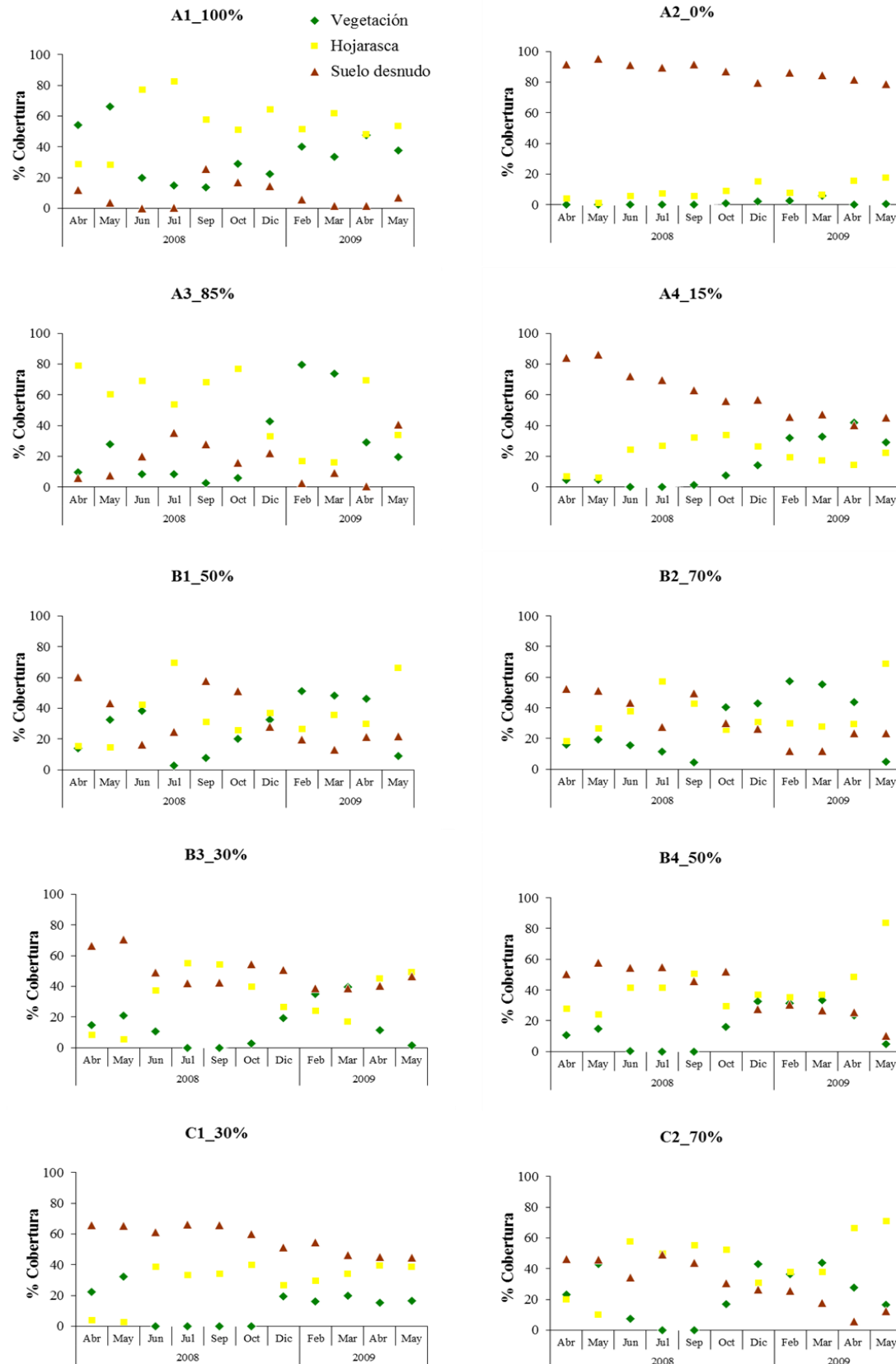


Figura 1. Dinámica temporal de los 3 tipos de coberturas por parcela para cada mes, utilizando los datos interpolados.

Anexo II. Ejemplo de ajuste de una serie temporal a un Modelo ARIMA.

Con los datos de los valores diarios recogidos entre marzo de 2008 y marzo de 2010 pertenecientes a la parcela A2_0% para la variable media del contenido hídrico volumétrico (VWC1MD) se ajustó un modelo ARIMA (1,365,1), es decir, un modelo con una parte autoregresiva (AR) y otra con medias móviles (MA) de orden 1 (Figura 1).

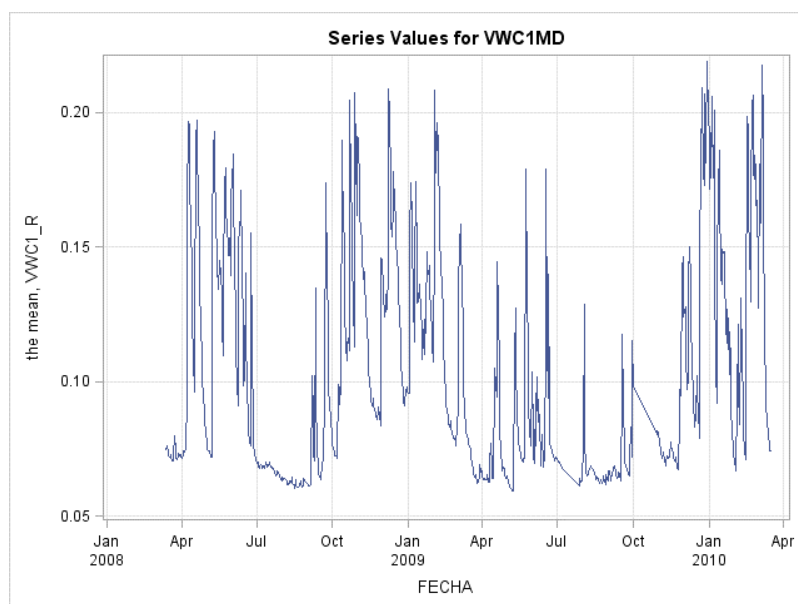


Figura 1. Serie temporal para la variable VWC1MD de la parcela A2_0%.

Primeramente, para convertir la serie en estacionaria hicimos la siguiente diferenciación de 365 (días que tiene un año):

$$x_t = y_t - y_{t-365}$$

A continuación se comprueba que la serie diferenciada no corresponde a un ruido blanco (error estocástico) mediante una prueba de autocorrelación (Tabla 1).

Tabla 1. Tabla de autocorrelación.

Autocorrelation Check for White Noise								
To Lag	Chi-Square	DF	Pr > ChiSq	Autocorrelations				
6	918.60	6	<.0001	0.872	0.730	0.630	0.557	0.500 0.448

El p-valor de la Chi-Cuadrado fue muy bajo ($p < 0.0001$), lo cual indicó que la serie diferenciada no era un ruido blanco, ya en caso de serlo no se podría ajustar a una estructura ARIMA.

Una vez hecha la diferenciación de 365, se observó que las autocorrelaciones simples (ACF) disminuyeron rápidamente (Figura 2).

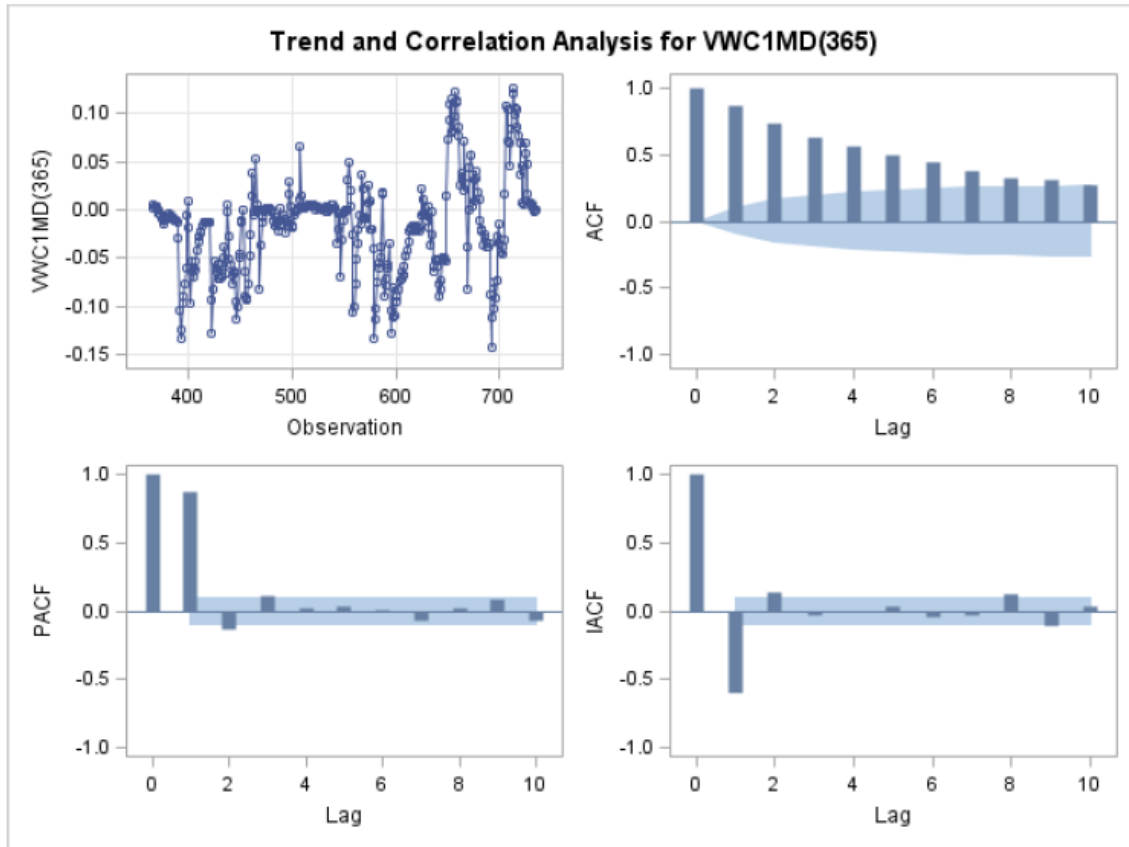


Figura 2. Análisis de tendencia y correlación. Se presentan los valores de las observaciones de la variable VWC1MD, así como los valores de las funciones de correlaciones: simple (ACF), parcial (PACF) e inversa (IACF) a lo largo de los distintos retardos (Lag).

Los parámetros estimados para el modelo ARIMA (1, 365, 1) se presentan en la tabla 2.

Tabla 2. Valores de los parámetros del modelo ARIMA: de la constante (MU), del valor de la media móvil de grado 1 (MA) y de la parte autorregresiva (AR) también de grado 1.

Conditional Least Squares Estimation					
Parameter	Estimate	Standard Error	t Value	Approx Pr > t	Lag
MU	-0.01379	0.0081020	-1.70	0.0896	0
MA1,1	-0.18195	0.05844	-3.11	0.0020	1
AR1,1	0.82962	0.03321	24.98	<.0001	1

El modelo ARIMA lo ajustamos entonces sobre la variable X_t . En esta parcela y para la variable VWC1MD el modelo fue:

$$X_t = -0.0023 + 0.83X_{t-1} + Z_t + 0.182Z_{t-1}$$

La constante del modelo se calcula como:

$$\delta = (1 - \hat{\phi}_1)\hat{\mu} = (1 - 0.83)(-0.014) = -0.0023$$

Teniendo en cuenta que X_t es la variable diferenciada, para expresar el modelo ARIMA en función de nuestra variables original sustituimos su expresión, con el consiguiente resultado:

$$y_t - y_{t-365} = -0.0023 + 0.83(y_{t-1} - y_{t-366}) + z_t + 0.182z_{t-1}$$

A continuación, en la tabla 3 y figura 3 se muestra las autocorrelaciones para los residuos, donde los p-valores fueron mayores que 0.05, por lo que modelo ARIMA (1, 365, 1) se ajusta bastante bien.

Tabla 3. Valores de las autocorrelaciones para los residuos.

Autocorrelation Check of Residuals									
To Lag	Chi-Square	DF	Pr > ChiSq	Autocorrelations					
6	4.72	4	0.3172	-0.010	-0.059	-0.005	0.011	0.022	0.091
12	13.62	10	0.1908	0.011	-0.086	0.067	0.087	-0.039	0.049
18	21.53	16	0.1590	0.039	0.002	-0.117	0.054	-0.028	-0.038
24	23.19	22	0.3912	0.057	0.019	0.006	-0.017	-0.007	-0.014
30	25.03	28	0.6261	-0.036	0.030	0.030	-0.032	-0.019	0.010
36	28.85	34	0.7181	-0.008	0.008	0.006	-0.009	-0.049	0.081
42	31.57	40	0.8269	-0.019	0.015	-0.053	-0.006	0.056	-0.001
48	39.22	46	0.7502	-0.029	-0.051	-0.043	0.067	0.065	0.063

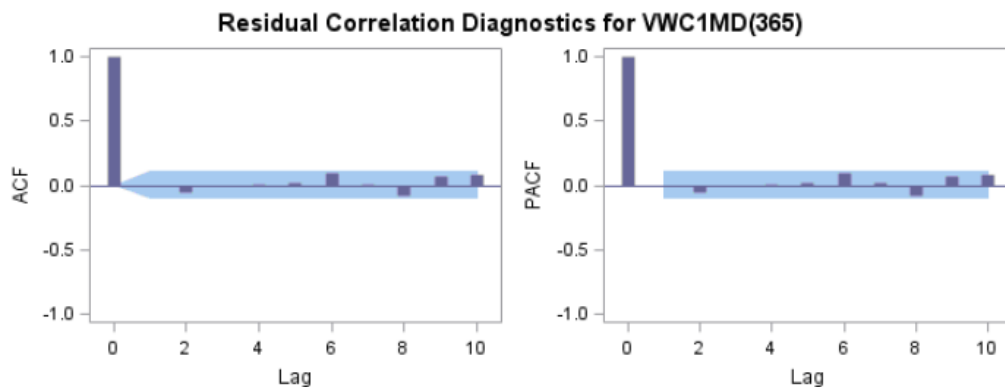


Figura 3. Valores de las autocorrelaciones simple (ACF) y parcial (PACF) para los residuos.

Para predecir valores futuros de la media del contenido hídrico volumétrico nuestro modelo es:

$$\hat{y}_t = -0.0023 + y_{t-365} + 0.83(\hat{y}_{t-1} - y_{t-366}) + 0.182\hat{z}_{t-1}$$

En la figura 4 se representan gráficamente los valores de la predicción para el año 2011.

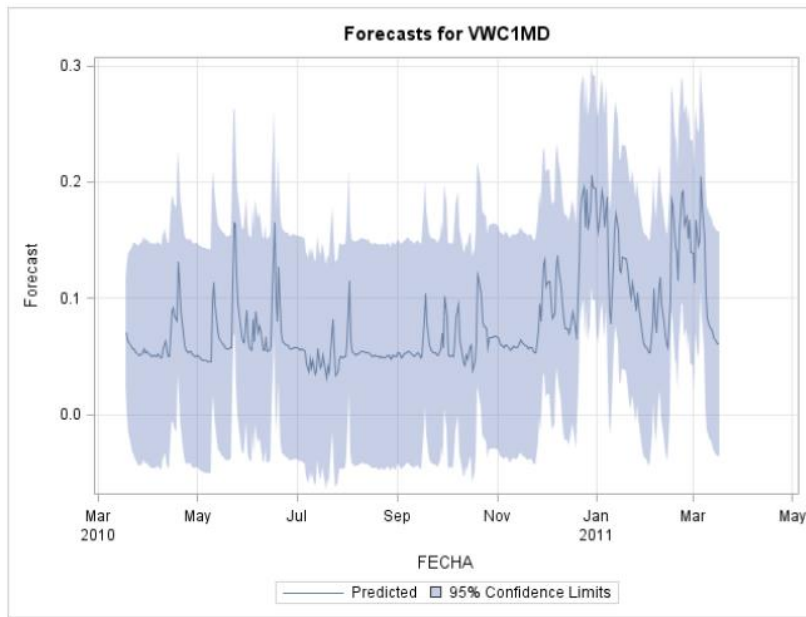


Figura 4. Predicción de la media contenido hídrico volumétrico para el año 2011 en la parcela A2_0%.

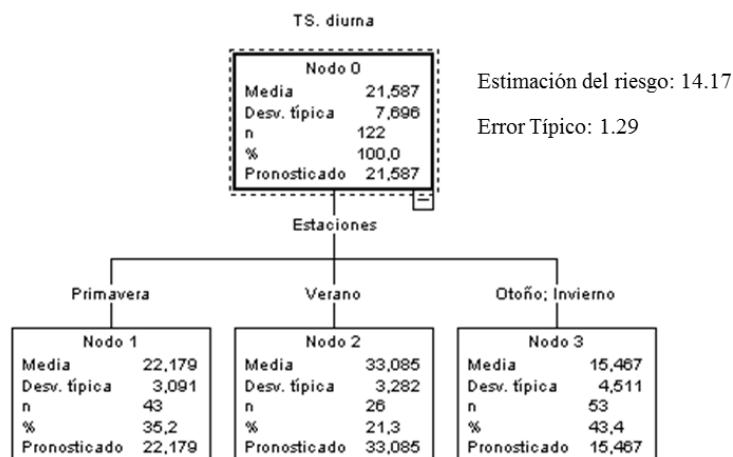
Anexo III. Árboles de decisión de tipo CHAID exhaustivo.

Figura 1. Árbol de decisión para la temperatura del suelo durante el día (TS diurna). La división de los valores para los predictores significativos (Estaciones) es mostrada en cada rama. Los nodos terminales muestran la media, la desviación típica, el número de observaciones pertenecientes al nodo (n), el porcentaje (%) de observaciones respecto al total y el valor pronosticado para la variable microclimática dentro de cada grupo. Se muestran la estimación del riesgo del modelo y su error típico.

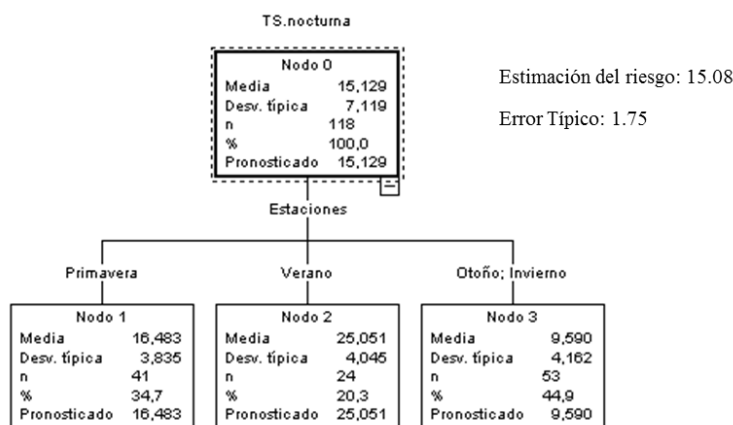


Figura 2. Árbol de decisión para la temperatura del suelo durante la noche (TS nocturna). La división de los valores para los predictores significativos (Estaciones) es mostrada en cada rama. El resto de la leyenda es igual a la de la Figura 1.

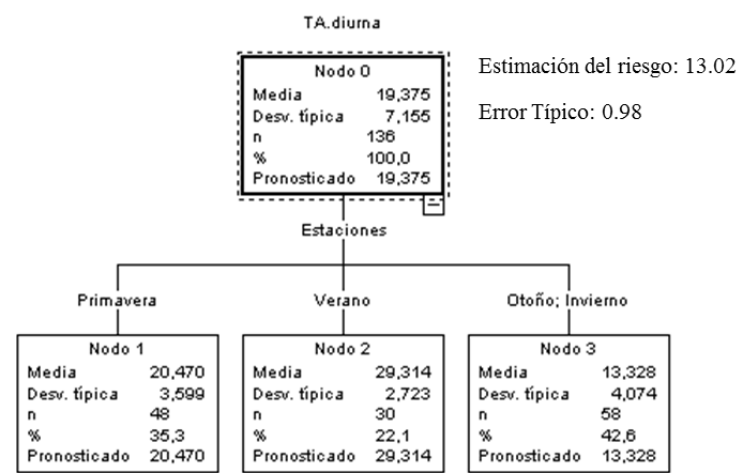


Figura 3. Árbol de decisión para la temperatura del aire durante el día (TA diurna). La división de los valores para los predictores significativos (Estaciones) es mostrada en cada rama. El resto de la leyenda es igual a la de la Figura 1.

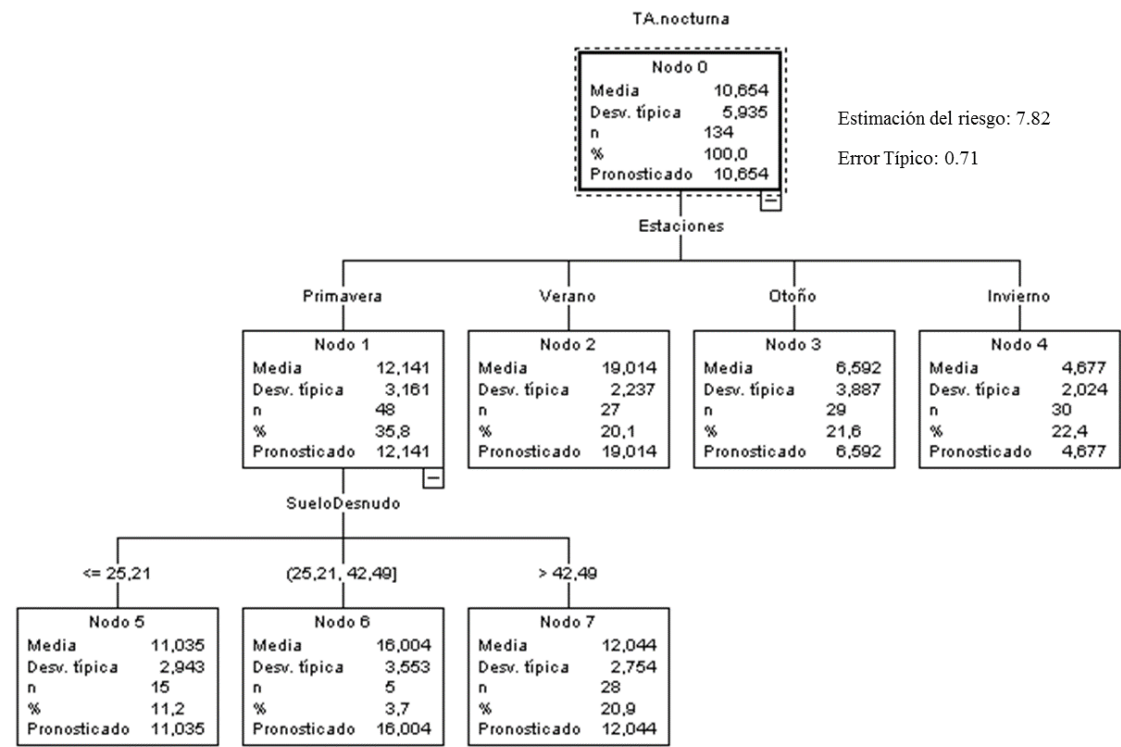


Figura 4. Árbol de decisión para la temperatura del aire durante la noche (TA nocturna). La división de los valores para los predictores significativos (Estaciones y suelo desnudo) es mostrada en cada rama. El resto de la leyenda es igual a la de la Figura 1.

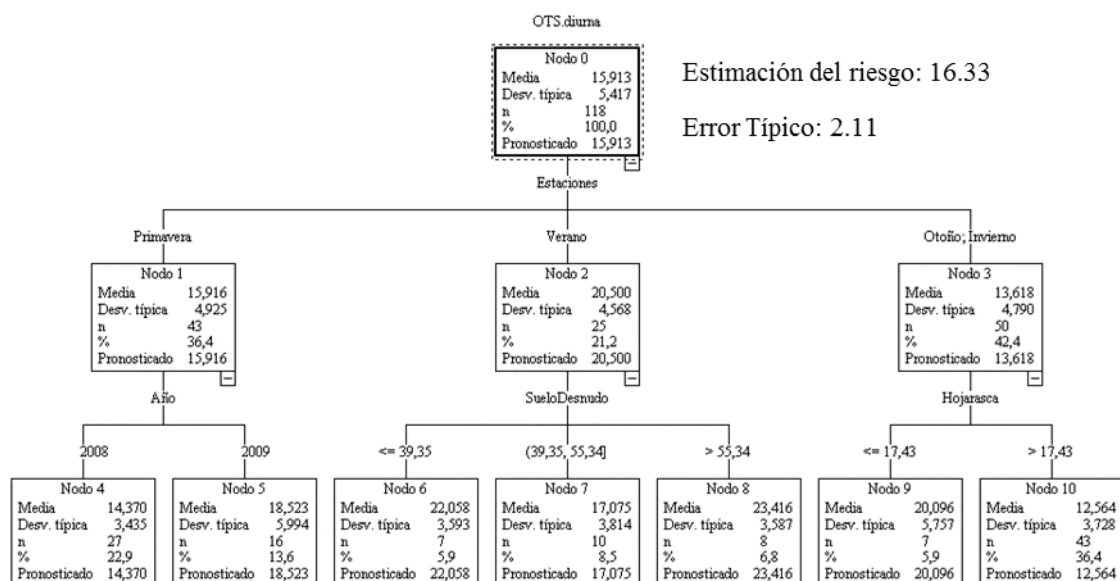


Figura 5. Árbol de decisión para la oscilación térmica del suelo durante el día (OTS diurna). La división de los valores para los predictores significativos (Estaciones, año, suelo desnudo y hojarasca) es mostrada en cada rama. El resto de la leyenda es igual a la de la Figura 1.

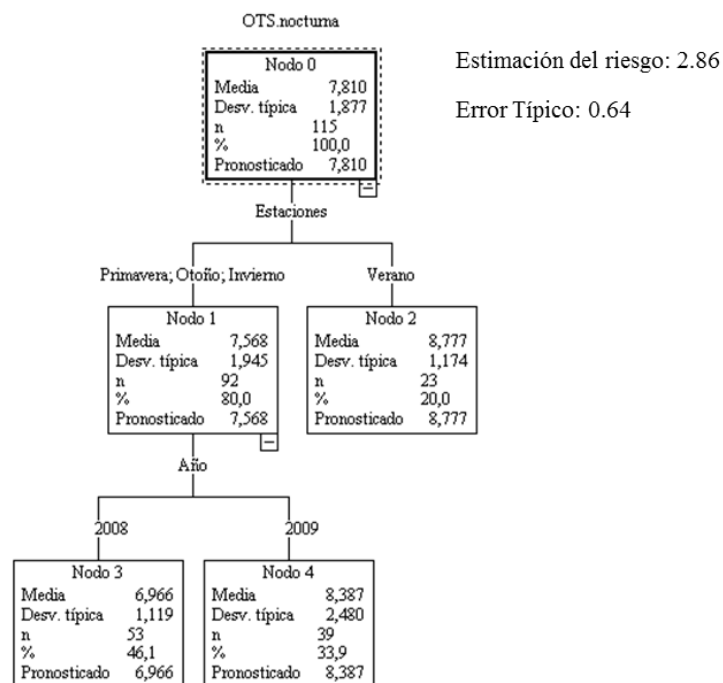


Figura 6. Árbol de decisión para la oscilación térmica del suelo durante la noche (OTS nocturna). La división de los valores para los predictores significativos (Estaciones y año) es mostrada en cada rama. El resto de la leyenda es igual a la de la Figura 1.

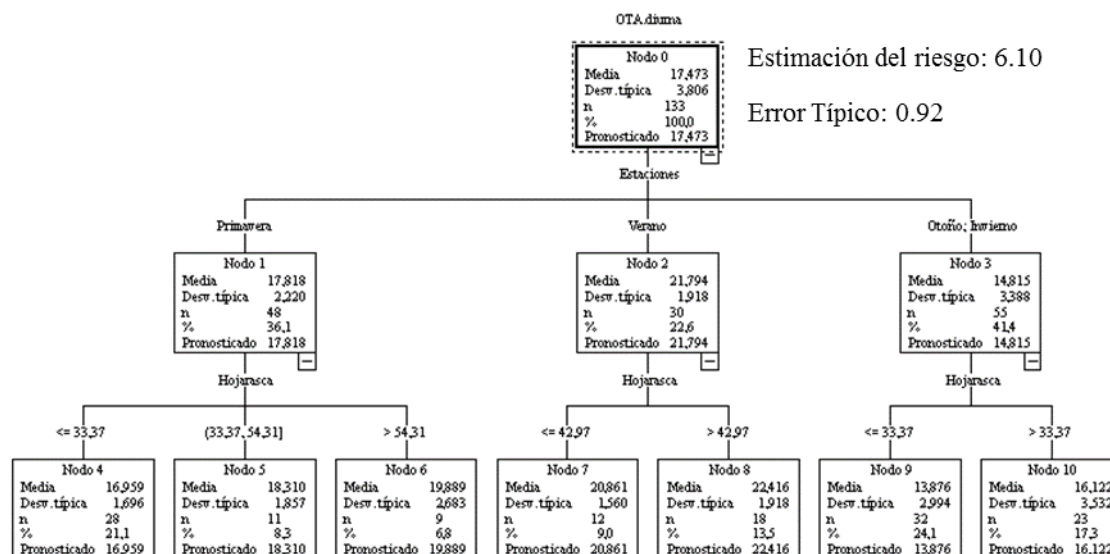


Figura 7. Árbol de decisión para la oscilación térmica del aire durante el día (OTA diurna). La división de los valores para los predictores significativos (Estaciones y hojarasca) es mostrada en cada rama. El resto de la leyenda es igual a la de la Figura 1.

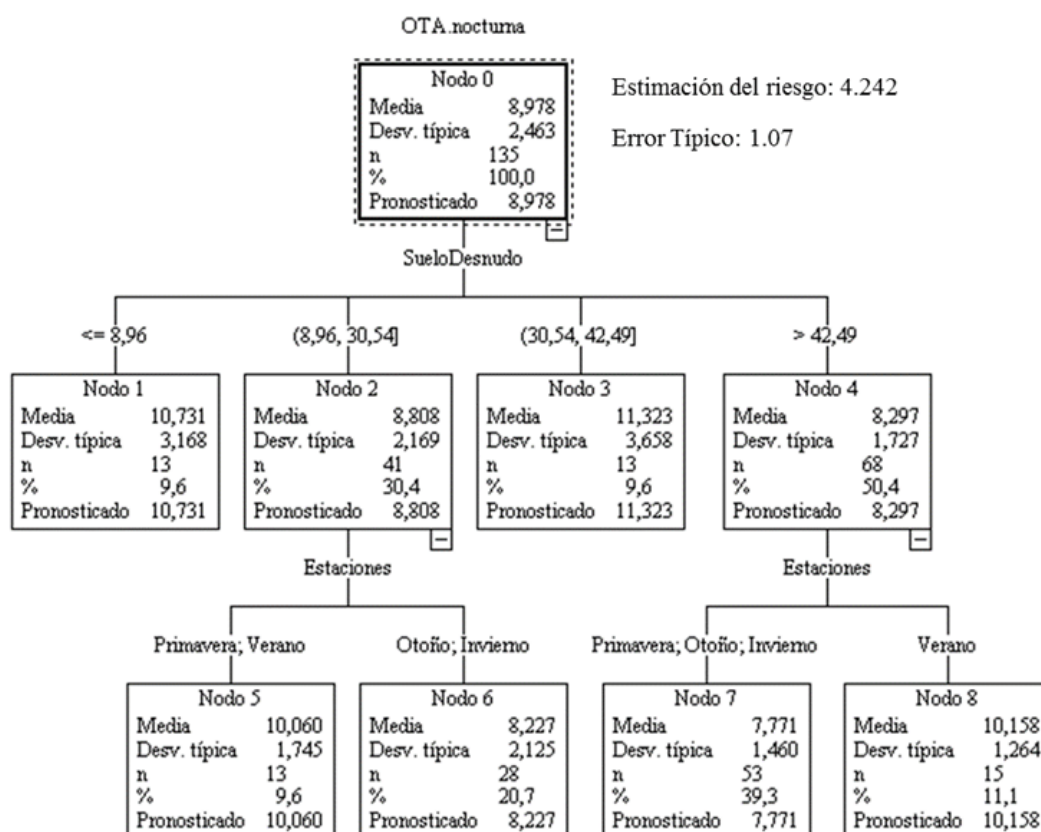


Figura 8. Árbol de decisión para la oscilación térmica del aire durante la noche (OTA nocturna). La división de los valores para los predictores significativos (Suelo desnudo y Estaciones) es mostrada en cada rama. El resto de la leyenda es igual a la Figura 1.

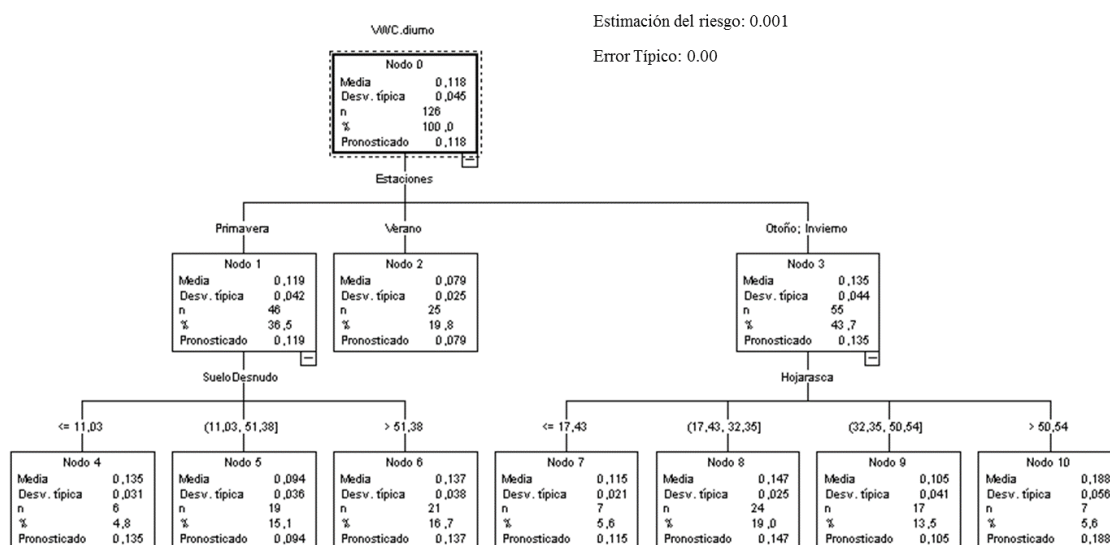


Figura 9. Árbol de decisión para contenido hídrico del suelo durante el día (VWC diurno). La división de los valores para los predictores significativos (Estaciones, suelo desnudo y hojarasca) es mostrada en cada rama. El resto de la leyenda es igual a la Figura 1.

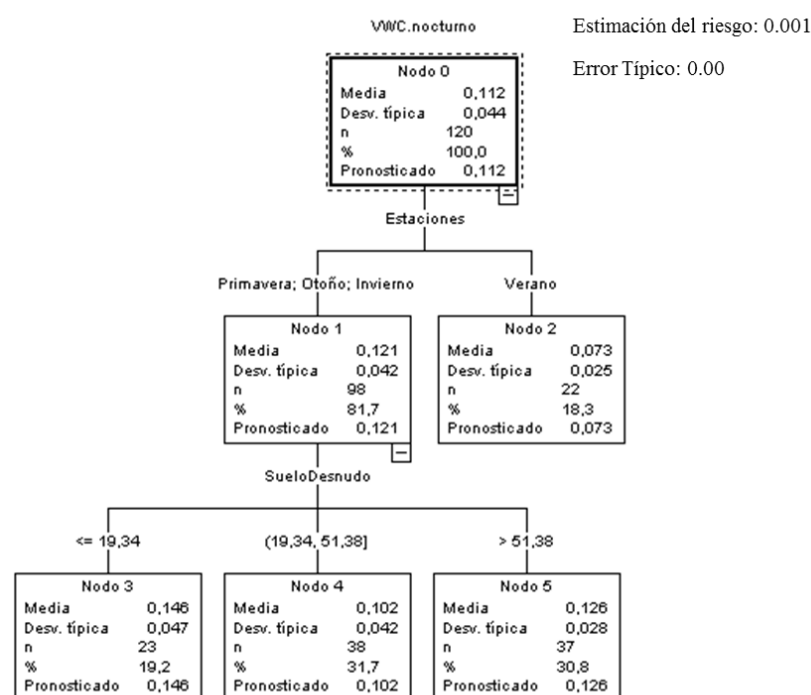


Figura 10. Árbol de decisión para contenido hídrico del suelo durante la noche (VWC nocturno). La división de los valores para los predictores significativos (Estaciones y suelo desnudo) es mostrada en cada rama. El resto de la leyenda es igual a la Figura 1.

DISCUSIÓN GENERAL



“Any activity that integrates investment in and replenishment of natural capital stocks to improve the flows of ecosystem goods and services, while enhancing all aspects of human wellbeing” (Aronson et al., 2007)

Discusión general

A continuación serán discutidos los resultados clave de esta tesis doctoral bajo el marco de la teoría ecológica y del ensamblaje de comunidades, así como sus posibles implicaciones desde la perspectiva de la restauración ecológica.

A escala de paisaje, algunos estudios han señalado efectos positivos de plantaciones realizadas en entornos de carretera sobre los procesos o comunidades de los taludes. Por ejemplo, se ha descrito que las plantaciones de especies leñosas realizadas en carreteras con masas forestales y con una alta abundancia de frugívoros pueden favorecer el proceso dispersivo y aumentar la conectividad (Coulson et al., 2013). Igualmente, el estudio realizado por Le Viol y colaboradores (2008) detecta diferencias en la riqueza y composición de plantas bajo plantaciones en entornos de carreteras. Sin embargo, los resultados que se desprenden del estudio de las plantaciones de especies leñosas ponen de manifiesto que la composición de especies tanto de aves como de plantas en los taludes objeto de estudio, no se ve afectada por las actuaciones encaminadas a favorecer los flujos con sus entornos próximos. Las plantaciones realizadas en los taludes de carretera en un entorno fundamentalmente agrícola no mejoran el proceso de dispersión de semillas mediada por aves, ni determinan el ensamblaje de comunidades de plantas bajo la influencia de dichas plantaciones. En la práctica, la medida aplicada de forma puntualmente resulta ser insuficiente para revertir la inercia de la dinámica de un ecosistema altamente degradado (Hobbs et al., 2006). Estos resultados interpretados en el contexto de la teoría de perturbaciones, parecen indicar que la capacidad de respuesta del ecosistema es más dependiente de su propia dinámica regional que de actuaciones locales y puntuales (Palmer et al., 1997). De hecho, nuestros resultados indican que el paisaje circundante junto a las condiciones edáficas intrínsecas de los taludes, fueron determinantes en la presencia y establecimiento de las especies tanto de aves como de plantas (Chace y Walsh, 2006; Moreno-de las Heras et al., 2008; García-Palacios et al., 2010). No obstante, no podemos descartar que la duración del periodo de estudio haya resultado insuficiente para detectar un efecto más patente de las plantaciones sobre las aves (Graham y Page, 2012), o sobre los procesos implicados en el ensamblaje de comunidades. Por lo tanto, nuestros resultados sugieren que no existen medidas de restauración ecológica únicas, extrapolables entre escenarios, sino que deben ser ajustadas a las características territoriales de cada situación.

A escala más local, las características propias de cada talud pueden condicionar la capacidad de establecimiento o el funcionamiento de las especies. En este contexto, en la presente tesis doctoral se han considerado tanto los efectos asociados a los altos niveles de contaminantes y CO₂ atmosférico que caracterizan a los bordes de carreteras, como la variabilidad microclimática asociada a la propia vegetación. En el primer caso, los efectos se han ejemplificado con el funcionamiento “*in situ*” de la una especie, *Dactylis glomerata*, una gramínea perenne típica de herbazales de carretera. Nuestros resultados muestran que un ambiente enriquecido en CO₂ no estimula ni el crecimiento, ni la actividad fotosintética de dicha especie, a diferencia de lo que pronostica la teoría de la fertilización. Desde el punto de vista del balance de carbono, la vegetación que se establece en estas condiciones, no se comporta como “sumidero” de carbono suficiente para compensar las emisiones de CO₂ procedentes del tráfico rodado (Nowak et al., 1994; Ferrini y Fini, 2011; Reich y Hobbie, 2012). La escasa respuesta positiva al crecimiento en presencia de una alta concentración de CO₂ puede interpretarse como una respuesta conservativa de los recursos en plantas, previamente descrita para especies mediterráneas bajo condiciones estresantes caracterizadas por una baja disponibilidad hídrica y un bajo contenido en nutrientes (Valladares et al., 2000; Terradas, 2001; Valladares et al., 2005). Por el contrario, se encuentran evidencias de que estas condiciones podrían desencadenar una respuesta fotosintética de regulación a la baja, negativa para el desarrollo de las especies vegetales (Tissue et al., 2001).

En cuanto al efecto de los contaminantes en el entorno de carreteras, se valida la capacidad de *Dactylis glomerata* de bioacumular metales en sus tejidos, incluso en suelos con una baja concentración de estos elementos. Esta característica le confiere un potencial como especie bioindicadora de la contaminación de metales o como especie implicada en la biorremediación en los entornos de las carreteras (Diatla et al., 2003; Zechmeister et al., 2006; Suzuki et al., 2009). Como consecuencia para el ensamblaje de comunidades se observa que en un ambiente enriquecido en contaminantes, algunas especies pueden disminuir su eficacia biológica (Korboulewsky et al., 2002; Ryser y Sauder, 2006), como ocurre para la especie objeto de estudio, pudiendo contribuir al empobrecimiento de la comunidad. La disminución de la función reproductiva puede generar una menor diversidad de plantas en los entornos de las carreteras, por lo que la función estos herbazales como refugios de especies se reduciría a aquellas capaces de superar este filtro ambiental de carácter abiótico (Tikka et al., 2000). Estos estudios llevados a cabo en

taludes de carretera pueden ser usados como referentes para predecir las respuestas de las especies en un escenario de cambio global, donde se prevé un aumento de la contaminación, especialmente en zonas urbanas con altas densidades de tráfico.

Diferentes estudios han puesto de manifiesto la importancia de la cobertura de vegetación en taludes de carretera en la regulación de procesos ecológicos como el control de la erosión o la retención de nutrientes (Francis y Thornes 1990; Andrés y Jorba, 2000; Bochet y García-Fayos, 2004, Espigares et al., 2011). Sin embargo, no se han encontrado trabajos que estudien la importancia de la cobertura vegetal como elemento regulador de las condiciones microclimáticas en taludes de carretera. Desde que una especie germina hasta que se establece, multitud de factores (y sus interacciones) entran en juego, y entre ellos el papel de microclima puede ser determinante (Chen et al., 1993), siendo este hecho más patente en climas con condiciones muy extremas, como es el caso del clima mediterráneo. En nuestro estudio se observa que la cobertura de origen vegetal, y especialmente la cobertura de hojarasca, afecta a los parámetros microclimáticos y más claramente a aquellos que están relacionados con la temperatura del suelo y del aire (Yates et al., 2000; Sayer, 2006; Zou et al., 2007). El aumento de cobertura de origen vegetal supone una mejora significativa en las condiciones microclimáticas que puede favorecer el desarrollo de vegetación sobre todo en otoño e invierno, estaciones importantes para el crecimiento vegetal en condiciones de clima mediterráneo (Padilla y Pugnaire, 2006). Los resultados obtenidos refuerzan que el mantenimiento de cierta cobertura de vegetación (viva o muerta) amortigua la oscilación térmica del suelo en todas las estaciones, favoreciendo el proceso de reclutamiento (Wan et al., 2002). Este hecho puede tener consecuencias determinantes a nivel de especie y de comunidad, dado que la probabilidad de supervivencia en estado de plántula durante el invierno puede aumentar si se reducen las diferencias de temperatura día/noche, al evitar daños en los tejidos que llevarían a la muerte de la plántula (Pearce, 2001). La disminución de la oscilación térmica adquiere mayor importancia en plantas anuales con semillas pequeñas y cuya capacidad rebrotadora es escasa, características propias de especies que dominan los taludes de carretera. Igualmente, el mantenimiento de la temperatura en primavera asociado a una capa protectora de cobertura evitaría daños en las germinaciones durante episodios de heladas tempranas en primavera, frecuentes en clima mediterráneo. Por otra parte, encontramos que las oscilaciones térmicas más marcadas tienen lugar cuando el porcentaje de suelo desnudo es mayor, siendo más patente en verano, lo que dificulta en

gran medida las condiciones para la supervivencia por estrés térmico en microambientes carentes de la protección por cobertura vegetal. Por último, la complejidad de la dinámica climática y microclimática detectadas hacen que sean necesarios más estudios antes de hacer recomendaciones más precisas sobre la gestión de la cubierta de hojarasca y vegetación en los taludes de carretera (Klein et al., 2005).

Resumiendo, a la luz de nuestros resultados podemos destacar que en el ensamblaje de comunidades de taludes de carretera están interviniendo distintos factores, de muy diversa índole e importancia. Por un lado, el “*pool*” regional de especies provee de propágulos a los taludes, pero está limitado por los vectores de dispersión asociados al paisaje circundante. Una vez que los propágulos alcanzan el talud, el microclima y las propiedades edáficas generan nichos de reclutamiento de mejor o peor calidad para las diferentes especies. Finalmente, las especies que prosperen podrían disminuir su eficacia biológica en respuesta a algunos contaminantes generados por el tráfico rodado.

Implicaciones prácticas

En el contexto europeo, uno de los grandes desafíos ambientales es revertir la tendencia de pérdida de diversidad y conectar y reforzar la diversidad de ecosistemas. El Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 elaborado por la Comisión Europea contempla restaurar el 15 % de los ecosistemas degradados mediante el desarrollo de las medidas en áreas naturales, rurales y urbanas, con el fin de favorecer el uso de estos espacios como refugio, corredor, zona de paso migratorio y zona intermedia “*stepping stone*”, etc. (*Green Infrastructure*, 2013). Los entornos afectados por la construcción de carreteras son objetivos de estas políticas, ya que la integración de la planificación espacial y la aplicación de medidas adecuadas de revegetación, restauración e integración en estos espacios, han demostrado tener beneficios positivos sobre el hábitat, la conservación de especies y los servicios ecosistémicos (Smee et al., 2011). Por ello, existe la necesidad de seguir evaluando la eficacia de las medidas de revegetación y de restauración ecológica.

En ocasiones es posible acelerar el proceso de ensamblaje de comunidades de plantas, introduciendo especies propias de ecosistemas maduros (Chazdon, 2008) mediante siembras o plantaciones que actúen como facilitadoras de la dispersión y del establecimiento. No obstante, el ensamblaje puede operar sin la necesidad de este tipo de intervenciones, ahorrando el dinero destinado al diseño y ejecución de las medidas de

revegetación y restauración. Los resultados de esta tesis indican que el balance coste-efectividad de las plantaciones de especies leñosas en islas no resultó positivo, siendo el coste de cada isla compuesta por un árbol y 4 arbustos de 120 €. Desde el punto de vista aplicado, no se recomienda la realización de plantaciones de leñosas en taludes de carretera como forma de activar el proceso dispersivo mediado por aves si nos encontramos en paisajes predominantemente agrícolas altamente deforestados. En este contexto ambiental, las plantaciones no pueden ser consideradas como una medida de restauración ecológica al no activar los procesos ecológicos estudiados.

En los terraplenes, donde alcanzar una cobertura vegetal suficiente para minimizar la erosión es relativamente fácil, cuando las condiciones ambientales no son extremadamente limitantes y los parches de vegetación cercanos presentan un buen estado de conservación, las medidas de revegetación podrían ser innecesarias (Valladares et al., 2011). En el escenario anteriormente descrito, parte de los recursos destinados a las actuaciones en taludes, deben dirigirse hacia medidas que mejoren las condiciones edáficas, como por ejemplo un adecuado manejo de la tierra vegetal (Rivera et al., 2012), y medidas que protejan o mejoren la calidad de los retazos de vegetación natural próximos a la vía, como fuente principal de propágulos (Bochet et al., 2010).

Una de las principales implicaciones prácticas de este estudio en el marco conceptual del ensamblaje de comunidades es que debemos integrar una escala mayor a la escala local de actuación en la selección de las medidas de restauración y revegetación. Un análisis sistémico que considere los procesos ecológicos en el diseño de las estrategias de restauración, requiere la identificación de las distintas escalas espacio-temporales a las que operan los procesos y la retroalimentación a distintas escalas, así como llevar a cabo pruebas a pequeña escala para implementar una gestión adaptativa (Suding y Hobbs, 2009). En esta tesis se propone una aproximación conceptual para minimizar el desacople entre los procesos ecológicos y las acciones de revegetación y de restauración ilustrada en la Figura 1, en el que se utiliza como ejemplo los procesos implicados en la dispersión de semillas a distintas escalas (Nathan y Muller-Landau, 2000). Primeramente, se sugiere hacer un diagnóstico “de mayor a menor escala” de los patrones y procesos. Después, debe desarrollarse un análisis de medidas de conservación y restauración “de menor a mayor escala”, integrando las acciones seleccionadas de menor a mayor escala, contemplando la gestión adaptativa en el transcurso del tiempo, cuando las acciones no tengan el efecto deseado sobre los patrones y procesos en las diferentes escalas

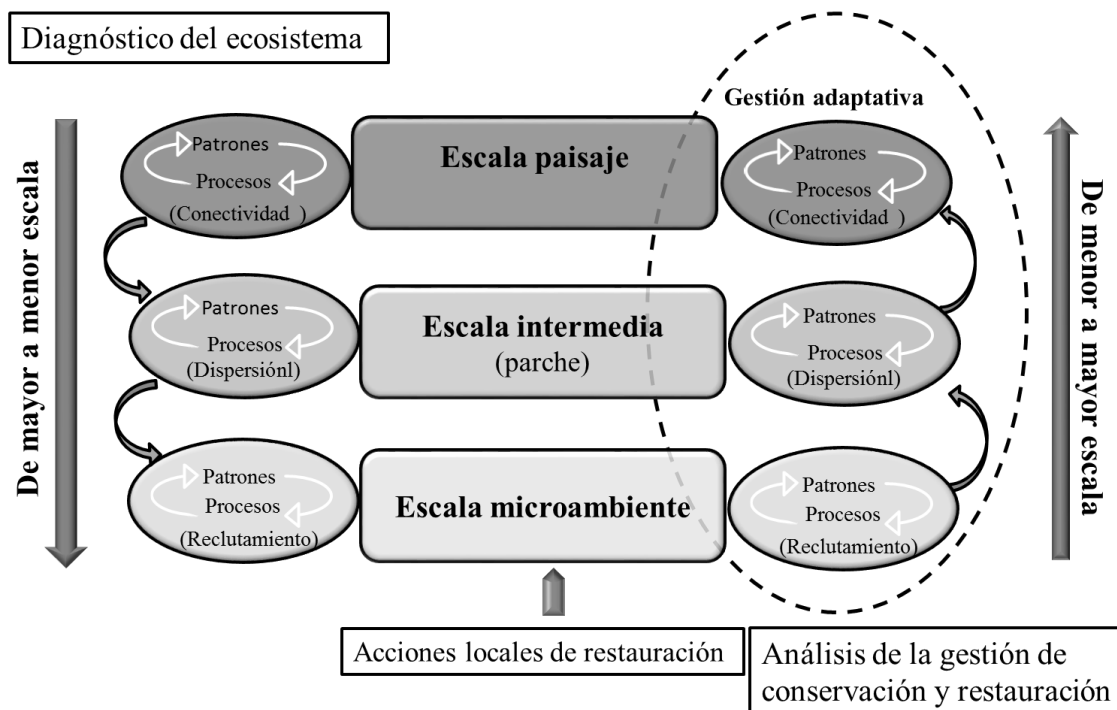


Figura 1. Aproximación conceptual “de mayor a menor y de menor a mayor escala” para mejorar el acople entre las escalas espacio-temporales de los patrones y los procesos de las propuestas de revegetación y restauración.

Propuestas y perspectivas futuras

Son necesarios más estudios que clarifiquen en qué condiciones y contextos ambientales deben aplicarse las medidas de revegetación y restauración, con el fin de dirigir la comunidad de especies hacia una trayectoria que maximice la diversidad, los servicios ecosistémicos y la integración en el territorio. En nuevos estudios se deben contrastar combinaciones de distintas medidas de revegetación y de gestión de la cubierta de origen vegetal (vegetación y hojarasca), así como seguir profundizando en las respuestas morfo-ecofisiológicas que tienen lugar, tanto a nivel de especie como de comunidad en taludes de carretera. Por ejemplo, dada la importancia observada del suelo de los taludes y de la matriz circundante en los procesos ecológicos a restaurar, se recomiendan estudios a lo largo de gradientes de fertilidad de los suelos y de diferentes calidades de la vegetación de las matrices circundantes, en términos de abundancia y distribución de propágulos, donde se valoren las rutas de dispersión de los mismos, bajo una perspectiva del ensamblaje de comunidades.

Por otro lado, la información disponible sobre las interacciones entre plantas de herbazales y otros grupos de organismos tales como la microbiota (García Palacios et al.,

2011), los hongos micorrizógenos (Moora y Zobel, 1996), los artrópodos (Magro et al., 2013) y su relación con otros condicionantes ambientales, sugiere que estas relaciones son determinantes en el proceso de ensamblaje de comunidades. Por ello, estudios que profundicen en estas interacciones y en su manipulación podrían suponer una potente herramienta para la restauración ecológica a través de un aumento de la funcionalidad del ecosistema.

Bibliografía

- Andrés, P., Jorba, M., 2000. Mitigation strategies in some motorway embankments (Catalonia, Spain). *Restoration Ecology* 8:268-275.
- Bochet, E., García-Fayos, P., 2004. Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorway slopes in Valencia, Spain. *Restoration Ecology* 12:166-174.
- Bochet, E., Tormo, J., García-Fayos, P., 2010. Native species for roadslope revegetation: selection, validation, and cost effectiveness. *Restoration Ecology* 18, 656-663.
- Chace, J.F., Walsh, J.J., 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74, 46-69.
- Chazdon, R.L., 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science (New York, N.Y.)* 320, 1458-60.
- Chen, J., Franklin, J.F., Spies, T.A., 1993. Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 633, 219-237.
- Coulson, C., Spooner, P.G., Lunt, I.D., Watson, S.J., 2013. From the matrix to roadsides and beyond: the role of isolated paddock trees as dispersal points for invasion. *Diversity and Distribution*. DOI: 10.1111/ddi.12135
- Diatla, J.B., Grzebisz, W., Apolinarska, K., 2003. A study of soil pollution by heavy metals in the city of Poznań (Poland) using dandelion (*Taraxacum officinale*) as a bioindicator. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities*, 6(2), 01.
- Espigares, M.T., Moreno-de las Heras, M., Nicolau, J.M., 2011. Performance of vegetation in reclaimed slopes affected by soil erosion. *Restoration Ecology* 19:1, 35-44.
- Ferrini, F., Fini, A., 2011. Sustainable management techniques for trees in the urban areas. *Journal of Biodiversity and Ecological Sciences* 1, 1-20.
- Francis, C.F., Thornes, J.B., 1990. Runoff hydrographs from three Mediterranean vegetation cover types. Pages 363-384 in J. B. Thornes, editor. *Vegetation and erosion: processes and environments*. John Wiley and Sons, Chichester, United Kingdom.
- García-Palacios, P., Bowker, M. A., Chapman, S.J., Maestre, F.T., Soliveres, S., Gallardo, A., Escudero, A., 2011. Early-successional vegetation changes after roadside prairie restoration modify processes related with soil functioning by changing microbial functional diversity. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(6), 1245-1253.
- García-Palacios, P., Soliveres, S., Maestre, F.T., Escudero, A., Castillo-Monroy, A.P., Valladares, F., 2010. Dominant plant species modulate responses to hydroseeding, irrigation and fertilization during the restoration of semiarid motorway slopes. *Ecological Engineering* 36, 1290-1298.
- Graham, L.L., Page, S.E., 2012. Artificial bird perches for the regeneration of degraded tropical peat swamp forest: a restoration tool with limited potential. *Restoration Ecology*, 20(5), 631-637.

- Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Brown, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J.J., Klink, C.A., Lugo, A.E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D.M., Sanderson, E.W., Valladares, F., Vila, M., Zamora, R., Zobel, M., 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15(1), 1-7.
- Holmgren, M., Scheffer, M., 2010. Strong facilitation in mild environments: the stress gradient hypothesis revisited. *Journal of Ecology* 98, 1269-1275.
- Klein, J., Harte, J., Zhao, X.Q., 2005. Dynamic and complex microclimate responses to warming and grazing manipulations. *Global Change Biology*, 11(9), 1440-1451.
- Korboulewsky, N., Bonin, G., Massiani, C., 2002. Biological and ecophysiological reactions of white wall rocket (*Diplotaxis eruroides* L.) grown on sewage sludge compost. *Environmental Pollution* 117, 365-370.
- Le Viol, I., Julliard, R., Kerbiriou, C., De Redon, L., Carnino, N., Machon, N., Porcher, E., 2008. Plant and spider communities benefit differently from the presence of planted hedgerows in highway verges. *Biological Conservation* 141, 1581-1590.
- Maestre, F.T., Valladares, F., Reynolds, J.F., 2005. Is the change of plant-plant interactions with abiotic stress predictable? A meta-analysis of field results in arid environments. *Journal of Ecology* 93, 748-757.
- Magro, S., Gutiérrez-López, M., Casado, M. A., Jiménez, M.D., Trigo, D., Mola, I., Balaguer, L., 2013. Soil functionality at the roadside: Zooming in on a microarthropod community in an anthropogenic soil. *Ecological Engineering* 60, 81-87.
- Moora, M., Zobel, M., 1996. Effect of arbuscular mycorrhiza on inter- and intraspecific competition of two grassland species. *Oecologia* 108:79-84.
- Moreno-de las Heras, M., Nicolau, J.M., Espigares, T., 2008. Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecological Engineering* 34, 168-178.
- Nathan, R., Muller-Landau, H., 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology & Evolution* (Personal edition) 15, 278-285.
- Nowak, D.J., McPherson, E.G., Rowntree, R.A., 1994. Executive Summary, pp. iii-vi. In *Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project*, General Technical Report NE-186 (eds) McPherson, E.G., Nowak, D.J. and Rowntree, R.A. USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, Radnor, PA.
- Padilla, F.M., Pugnaire, F.I., 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4(4), 196-202.
- Palmer, M.A., Ambrose, R.F., Poff, N.L., 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration ecology*, 5(4), 291-300.
- Pearce, R.S., 2001. Plant freezing and damage. *Annals of Botany*, 87(4), 417-424.

- Reich, P.B., Hobbie, S.E., 2012. Decade-long soil nitrogen constraint on the CO₂ fertilization of plant biomass. *Nature Climate Change* 3, 278-282.
- Rey, P.J., Alcántara, J.M., 2000. Recruitment dynamics of a fleshy-fruited plant (*Olea europaea*): connecting patterns of seed dispersal to seedling establishment. *Journal of Ecology* 88(4), 622-633.
- Rivera, D., Jáuregui, B.M., Peco, B., 2012. The fate of herbaceous seeds during topsoil stockpiling: restoration potential of seed banks. *Ecological Engineering* 44, 94-101.
- Ryser, P., Sauder, W.R., 2006. Effects of heavy-metal-contaminated soil on growth, phenology and biomass turnover of *Hieracium piloselloides*. *Environmental Pollution* 140, 52-61.
- Sayer, E.J., 2006. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. *Biological Reviews* 81, 1-31.
- Smee, M., Smyth, W., Tunmore, M., Hodgson, D., 2011. Butterflies on the brink: habitat requirements for declining populations of the marsh fritillary (*Euphydryas aurinia*) in SW England. *Journal of Insect Conservation*, 15(1-2), 153-163.
- Soliveres, S., Smit, C., Maestre, F.T., 2014. Moving forward on facilitation research: response to changing environments and effects on the diversity, functioning and evolution of plant communities. *Biological Reviews*. doi: 10.1111/brv.12110
- Suding, K.N., Hobbs, R.J., 2009. Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends in Ecology & Evolution* 24, 271-9.
- Suzuki, K., Yabuki, T., Ono, Y., 2009. Roadside *Rhododendron pulchrum* leaves as bioindicators of heavy metal pollution in traffic areas of Okayama, Japan. *Environmental monitoring and assessment*, 149(1-4), 133-141.
- Terradas, J., 2001. Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes. Omega. Barcelona, España. 760 pp
- Tikka, P.M., Koski, P.S., Kivelä, R.A., Kuitunen, M.T., 2000. Can grassland plant communities be preserved on road and railway verges? *Applied Vegetation Science* 3, 25-32.
- Tissue, D.T., Griffin K.L., Turnbull, M.H., Whitehead, D., 2001. Canopy position and needle age affect photosynthetic response in field-grown *Pinus radiata* after five years of exposure to elevated carbon dioxide partial pressure. *Tree Physiology* 21, 915-23.
- Valladares, F., Balaguer, L., Mola, I., Escudero, A., Alfaya, V., 2011. Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte: bases científicas para soluciones técnicas. Páginas 134-137.
- Valladares, F., Dobarro, I., Sánchez-Gómez, D., Percy, R.W., 2005. Photoinhibition and drought in Mediterranean woody saplings: scaling effects and interactions in sun and shade phenotypes. *Journal of Experimental Botany* 56, 483-94.

Valladares, F., Martínez-Ferri, E., Balaguer, L., Pérez-Corona, E., Manrique, E., 2000. Low leaf-level response to light and nutrients in Mediterranean evergreen oaks: a conservative resource-use strategy?. *New Phytologist*, 148(1), 79-91.

Wan, S., Luo, Y., Wallace, L.L., 2002. Changes in microclimate induced by experimental warming and clipping in tallgrass prairie. *Global Change Biology* 8(8), 754-768.

Yates, C.J., Norton, D.A., Hobbs, R.J., 2000. Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south-western Australia: implications for restoration. *Austral Ecology* 25(1), 36-47.

Zechmeister, H.G., Dullinger, S., Hohenwallner, D., Riss, A., Hanus-Ilmar, A., Scharf, S., 2006. Pilot study on road traffic emissions (PAHs, heavy metals) measured by using mosses in a tunnel experiment in Vienna, Austria. *Environmental Science and Pollution Research*, 13(6), 398-405.

Zou, C.B., Barron-Gafford, G.A., Breshears, D.D., 2007. Effects of topography and woody plant canopy cover on near-ground solar radiation: Relevant energy inputs for ecohydrology and hydopedology. *Geophysical Research Letters* 34(24).

Referencias web

An EU-wide strategy on Green Infrastructure: Enhancing Europe's Natural Capital, 2013. Ultimo acceso 15 de diciembre de 2013.
<http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/>

CONCLUSIONES

Conclusiones

De los resultados obtenidos en los cinco capítulos de la presente tesis doctoral se pueden extraer las siguientes conclusiones:

1. Las plantaciones de especies leñosas realizadas en taludes de carretera actúan como atractores selectivos de las aves frugívoras presentes en la zona de estudio. Sin embargo, no se detecta un proceso activo de dispersión debido a que la comunidad de aves está dominada por especies granívoras características de un entorno fundamentalmente agrícola. No obstante, la existencia de retazos de vegetación con especies leñosas de frutos carnosos en las matrices aumenta la abundancia de aves frugívoras en los taludes. En consecuencia, los efectos ecológicos de dichas plantaciones sobre el proceso dispersivo son dependientes de las características del paisaje circundante y de la composición la comunidad de aves asociada.
2. Las plantaciones influyen sobre algunas propiedades edáficas, aunque dichos efectos desaparecen en poco tiempo. Asimismo, las plantaciones no provocan cambios en la cobertura de la vegetación, riqueza, diversidad y composición de especies de plantas. Por el contrario, el ensamblaje de comunidades en los taludes de carretera se ve fuertemente condicionado por las características edáficas propias de cada talud y por la composición de especies de la matriz adyacente.
3. Los efectos de las plantaciones desde el punto de vista ecológico son contexto-dependientes a diferentes escalas. Por lo tanto, las medidas de restauración y de revegetación en los taludes deben diseñarse considerando tanto las condiciones ambientales locales como las variables que operan a escalas mayores, tales como la estructura del paisaje circundante. En este sentido, entre las medidas de restauración de taludes se puede incluir la mejora de la matriz circundante, a través del establecimiento de corredores a modo de puntos intermedios (en inglés *Stepping-Stone*).

4. En bordes de carreteras de ambientes mediterráneos caracterizados por suelos con bajos niveles de nitrógeno y baja disponibilidad hídrica, una atmósfera enriquecida en CO₂ no provoca un efecto positivo sobre el crecimiento, ni sobre la respuesta fotosintética de *Dactylis glomerata*. Por el contrario, los individuos sometidos a altas intensidades de tráfico activan mecanismos de respuesta propios de situaciones de estrés. Las plantas presentan una regulación a la baja de la fotosíntesis, que se manifiesta mediante unos valores menores de la tasa máxima de carboxilación y de la velocidad máxima de transporte de electrones para la regeneración de la RuBisCo, y también mediante una mayor acumulación de almidón foliar.
5. Pese a los bajos niveles de metales detectados en el suelo, las plantas de *Dactylis glomerata* bioacumulan plomo, cobre, cinc y estroncio en diferentes tejidos. Por lo tanto, esta especie puede tener posibles usos aplicados, como por ejemplo en labores de biorremediación o como bioindicadora de contaminación por metales.
6. La proximidad a la vía y la intensidad de tráfico reducen el número de inflorescencias de las plantas de *Dactylis glomerata*, pudiendo afectar negativamente la eficacia biológica o *fitness* de esta especie, y con posibles consecuencias para la diversidad de la comunidad.
7. El análisis de imagen “basado en el objeto” a partir de fotografías digitales, utilizando el programa *eCognition Developer* es una metodología objetiva, rápida, precisa y no destructiva para la estima de coberturas del terreno (vegetación, hojarasca y suelo desnudo), con un alto potencial de aplicación en proyectos de revegetación y restauración ecológica.

8. El mantenimiento de cierta cobertura de origen vegetal (hojarasca y vegetación viva) tiene un papel relevante en la regulación del microclima en ambientes mediterráneos, mejorando las condiciones ambientales para el establecimiento de la vegetación. A escala diaria, las coberturas afectan a la mayoría de variables microclimáticas, excepto a las relacionadas con la temperatura del aire. A escala horaria, las coberturas de vegetación superiores al 20 % amortiguan las condiciones microclimáticas en las horas centrales del día. A escala mensual, las coberturas de vegetación y hojarasca amortiguan la temperatura y la oscilación térmica del suelo. El contenido hídrico es difícil de predecir a través de las coberturas, lo que indica la influencia de múltiples factores sobre esta variable microclimática.
9. Las relaciones entre las coberturas del terreno y el microclima son complejas, dependientes de la escala temporal estudiada y con un marcado patrón estacional. Asimismo, las relaciones entre las coberturas del terreno y las variables microclimáticas pueden variar en intensidad y dirección durante las distintas estaciones del año.
10. Tanto las plantas a nivel individual como vegetación en su conjunto, interaccionan con las condiciones abióticas a escala de microambiente, ajustando sus comportamiento ecofisiológico, acumulando contaminantes o amortiguando las condiciones microclimáticas. A escala global, los estudios de taludes de carretera contribuyen a prever el comportamiento de especies y de ecosistemas en escenarios con condiciones estresantes y con altos niveles de contaminantes.

CONCLUSIONS

Conclusions

1. Ornamental woody plantings on roadslopes act as selective attractors of frugivorous birds. However, effective seed dispersal by birds is not detected since the bird community in the area is dominated by granivorous species, which is characteristic of agricultural landscape. Nevertheless, the existence of patches of woody vegetation with fleshy fruits in the adjacent matrices increases the abundance of frugivorous birds on the roadslopes. Therefore, the ecological effects of ornamental woody plantings on the process of seed dispersal mediated by birds, depends on the features of the surrounding landscape as well as the composition of its associated bird community.
2. The plantings influence some of the soil properties, but this effect disappears in the short term. In addition, plantings do not lead to changes in vegetation cover, species richness and diversity and plant species composition. Conversely, the community assembly on roadslopes is largely conditioned by the soil properties of the roadslope and by the species composition of the adjacent matrix.
3. The effects of ornamental plantings from the ecological point of view is context-dependent at different scales. Therefore, restoration measures on roadslopes should be designed taking into account both local environmental conditions and factors at larger scales, which for example could included the structure of the surrounding landscape. In this regard, roadslopes restoration practices can include improvements in the surrounding matrix, such as the establishment of corridors by way of Stepping-Stone.

4. An enriched CO₂ atmosphere does not have a positive effects on growth and photosynthetic response of *Dactylis glomerata* growing on roadsides under Mediterranean conditions characterized by low soil nitrogen levels and low water availability. However, individuals of *Dactylis glomerata* under high traffic intensities trigger mechanisms in stress conditions. Plants display a down-regulation of photosynthesis, that are reflected in lower values of the maximum rate of carboxylation and maximum electron transport rate for regeneration RuBisCO, and in an higher accumulation of leaf starch.
5. Despite of low metal levels detected in the soil, *Dactylis glomerata* bioaccumulate lead, copper, zinc and strontium in different tissues. Therefore, this species has potential value as a bioindicator of metal contamination and for bioremediation, due to it responding to low levels of pollutants.
6. The lower the distance to the road and the higher the traffic intensity, the lower the number of inflorescences in *Dactylis glomerata*. Traffic pollutants reduce species fitness, which may decrease the diversity of the plant community.
7. Object-based image analysis of digital photographs with eCognition Developer software is an objective, rapid, accurate and non-destructive methodology for the estimation of ground covers (vegetation, litter and bare soil), which shows a potential application in revegetation and restoration ecology projects.

8. Plant cover (litter and live vegetation) plays an important role in regulating the microclimate under Mediterranean conditions, by improving the environmental conditions for the vegetation establishment. At daily scale, vegetation cover affects most of microclimatic variables, except those related to air temperature. At hourly scale, vegetation covers above 20% soften microclimatic conditions in the middle of the day. On a monthly scale, vegetation and litter covers dampen temperature and oscillation in the soil. The water content is difficult to forecast through ground covers, which indicates that this particular microclimatic variable is affected by multiple factors.
9. The relationship between ground covers and microclimate are complex, dependent on timescale and demonstrate a patent seasonal pattern. Depending on different seasons, the ground cover-microclimate interactions can vary in intensity and direction.
10. Both plant species and vegetation growing on roadside interact abiotic conditions at microsite scale, regulating their ecophysiology, accumulating contaminants or dampening the microclimate. At global scale, roadside studies contribute to predict species and ecosystem performance in stressful conditions with high levels of pollutants.



Luís Balaguer, *in memoriam*.

I TAKE TO THE
Open road
HEALTHY, FREE,
THE WORD BEFORE ME

Walt Whitman